

**Comparação da diversidade e estrutura das
comunidades de macroinvertebrados bentónicos
associados ao bioinvasor *Corbicula fluminea* na área
estuarina de água doce dos rios Minho e Lima**

EDUARDO ANDRÉ SILVA DE SAMPAIO

Dissertação de Mestrado em Ciências do Mar – Recursos Marinhos

2011/2012

EDUARDO ANDRÉ SILVA DE SAMPAIO

Comparação da diversidade e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentónicos associados ao bioinvasor *Corbicula fluminea* na área estuarina de água doce dos estuários dos rios Minho e Lima

Dissertação de Candidatura ao grau de Mestre em Ciências do Mar – Recursos Marinhos, ramo de Ecologia e Biologia Marinha.

Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto.

Orientador – Doutora Lúcia Maria das Candeias
Guilhermino

Categoria – Professora Catedrática

Afiliação:

- Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Universidade do Porto, Departamento de Estudos de Populações, Laboratório de Ecotoxicologia
- Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental, Laboratório de Ecotoxicologia e Ecologia

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer em primeiro lugar ao Centro Interdisciplinar de Investigação Marinha e Ambiental - CIIMAR, instituição que me acolheu e possibilitou a realização deste trabalho. De igual forma, extendo este agradecimento ao Laboratório de Ecotoxicologia e de Ecologia, que me inseriu no projecto “*NISTRACKS – Processos que influenciam o comportamento invasor da espécie não indígena Corbicula fluminea (Mollusca: Bivalvia) em estuários – identificação de factores chave*” financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia (PTDC/AAC-AMB/102121/2008) e fundos FEDER do programa COMPETE (FCOMP-01-0124-FEDER-008556).

À Doutora Lúcia Guilhermino, minha orientadora na tese, pelo apoio prestado, o espírito crítico, a paciência e a disponibilidade para discutir aspectos da tese que foram fundamentais na realização da mesma.

À Cristiana Oliveira pela boa disposição e pela ajuda no tratamento estatístico dos dados. Ao Pedro Vilares, pela grande ajuda na identificação dos organismos, realização do trabalho de campo e pelo companheirismo que em muito me ajudou durante esta tese.

A todos os colegas com quem privei no CIIMAR, Luís Luís, Patricia Oliveira, Joana Rocha, Olinda Araújo, Alexandra Martins, Miguel Oliveira, Joana Vieira, Joana Almeida e Luís Vieira, e no curto tempo passado no ICBAS, Ana Ribeiro e Vanessa Modesto, um muito obrigado a todos pelos grandes momentos de boa disposição e de entreajuda, e saibam que sem vocês esta tese não seria a mesma.

Aos meus pais, ao núcleo duro da minha família e à Diana Brandão, por todo o apoio prestado em fases mais difíceis deste percurso. Mais do que ninguém sempre me demonstraram apoio incondicional e são a base emocional de todo este trabalho.

A todos os meus amigos que me ajudaram de alguma forma, e que contribuíram, não só para esta tese de mestrado, mas para todo o meu percurso académico e pessoal, um muito obrigado pela amizade e pela compreensão.

Um bem-haja a todos vocês.



FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia
MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR

RESUMO

O objectivo do presente estudo foi comparar a diversidade e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos associados à espécie invasora não nativa *Corbicula fluminea* nas áreas estuarinas de água doce de dois rios (Minho e Lima) onde o comportamento invasor deste bivalve apresentou características distintas. Esta informação pode contribuir para compreender o impacto causado pela bioinvasão nos ecossistemas que a sofrem, bem como para a identificação de factores que podem influenciar o comportamento invasor de *C. fluminea*. Para este efeito, e devido ao tempo disponível para o trabalho, foram seleccionados três locais de amostragem em cada um dos estuários (estuário do rio Minho: M1, M2 e M3; estuário do rio Lima: L1, L2 e L3), tendo sido efectuadas recolhas de amostras de sedimento de fevereiro a abril de 2012. No laboratório, as amostras foram triadas, os macroinvertebrados bentónicos encontrados foram identificados até ao nível taxonómico possível e contados, tendo sido calculadas a abundância e densidade de cada taxa por local e por mês.

As comunidades presentes nos diversos locais de amostragem foram comparadas utilizando uma análise de cluster baseada no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis com representação *multidimensional scaling*. A diversidade das comunidades foi ainda comparada utilizando vários índices de diversidade e dois índices bióticos. Foram ainda estabelecidos grupos funcionais de acordo com a informação disponível na literatura, tendo as comunidades sido também comparadas com base neste aspecto, uma vez que pode ter implicações para o funcionamento dos ecossistemas em análise. A abundância mensal mais elevada (8111 indivíduos por metro quadrado, doravante indicado como ind/m²) foi registada no estuário do rio Lima, no local L1 em abril, e a mais reduzida (472 ind/m²) foi registada no mês de fevereiro no local L3 do estuário do rio Lima, e no mês de abril no local M2 do estuário do rio Minho. A diversidade foi quase sempre maior no rio Minho do que no rio Lima, tendo os valores mais elevados dos índices de diversidade sido obtidos nos locais M1 e M3. *C. fluminea* apresentou uma maior densidade no rio Minho, onde foi sempre a espécie mais abundante em todos os locais e meses, conforme já tinha sido observado em estudos anteriores efectuados por outros autores. A maior abundância de espécies menos sensíveis à poluição e a alterações, aliada a uma menor diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentónicos da zona de água doce do estuário do rio Lima relativamente à zona correspondente do estuário do rio Minho, sugere a

presença de níveis mais elevados de poluição nos sedimentos e/ou na água do rio Lima. A maior densidade de *C. fluminea* no estuário do Minho pode também ter uma influência positiva na manutenção da biodiversidade, uma vez que algumas espécies podem eventualmente ser beneficiadas pela sua presença, embora as populações de bivalves nativos e seus competidores tenham vindo a ser gradualmente reduzidas, desde a colonização do estuário por esta espécie.

Em estudos futuros será particularmente importante investigar de que forma *C. fluminea* pode influenciar a comunidade em que se insere, sobretudo efectuando estudos funcionais de campo e de laboratório, bem como analisando os efeitos directos (e.g. em organismos mais sensíveis) e indirectos (e.g. beneficiando *C. fluminea* relativamente aos seus competidores mais sensíveis) da poluição.

ABSTRACT

The goal of this study was to compare the diversity and dynamics of the benthic macroinvertebrate assemblages of Minho and Lima River estuaries associated to the non-native invasive species *C. fluminea*. Because *C. fluminea* has been having a different invasive behaviour in these two estuaries, this study may contribute to understand the factors that may influence the invasive behaviour of this species in estuarine freshwater tidal areas. For this purpose and due to the time window available for this study, three sampling sites were selected in each river's estuary (Minho estuary: M1, M2 and M3; Lima estuary: L1, L2 e L3). Sampling was carried out monthly from February to April of 2012. In the laboratory, samples were sieved, the benthic macroinvertebrates collected were counted and identified to the lowest taxonomic level possible, and the abundance and density of each *taxa* per month were calculated.

The communities found in different sites were compared by a cluster analysis based on the Bray-Curtis similarity coefficient, using several diversity indexes, and two biotic indexes. Based on the literature, functional groups were established and the assemblages were also compared in relation to this aspect, to have a general idea on possible functional differences between estuaries. The highest value of monthly abundance (8111 individuals by square meter, from here indicated as ind/m²) was recorded in the site L1 of the Lima River, in April. The lowest value of monthly abundance (472 ind/m²) was recorded in the site L3 of the Lima River in February, and in the site M2 of the Minho River in April. Nevertheless, the Minho River biodiversity was always generally greater than that of the Lima River, with the highest scores of the biodiversity indexes obtained for sites M1 and M3. Relatively to the Lima River, the population's density of *C. fluminea* was always higher in the Minho River, where it was in all the months the most abundant species in all the sampling sites in good agreement with previous studies carried out by other authors. Considering the higher values of tolerant species' abundance, and the lower diversity of the Lima River benthic assemblage relatively to the one present in the Minho River, the results of the present study suggest the presence of higher levels of pollution in sediments and/or in the water of Lima River estuary. The considerable higher abundance of *C. fluminea* population in Minho estuary may contribute also to the higher biodiversity in the Minho estuary because the presence of the exotic species may benefit some other species, despite being negative to native bivalves competing with *C. fluminea*. In future studies, it

will be important to investigate how *C. fluminea* may impact the native community of colonized habitats by performing field and laboratory functional studies and investigating the direct (e.g. in sensitive organisms) and indirect effects of pollution (e.g. favouring *C. fluminea* relatively to more sensitive competitors).

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Indicadores biológicos	3
1.2. Os macroinvertebrados bentónicos como indicadores de qualidade biológica.....	5
1.3. <i>Corbicula</i>	12
1.3.1. Ecologia de <i>Corbicula fluminea</i> e impactos em ecossistemas invadidos	15
1.3.2. Breve revisão histórica de <i>Corbicula</i> no Pleistoceno Erro! Indicador não definido.	
1.3.3. Ocorrência e disseminação da espécie em Portugal.....	18
1.4. Descrição das Bacias Hidrográficas:	23
1.4.1. Minho.....	23
1.4.2. Lima	24
1.5. Objectivos	25
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
2.1. Breve descrição dos locais de estudo	29
2.2. Estratégia de amostragem.....	38
2.3. Triagem e identificação.....	39
2.4. Análise dos dados	40
2.4.1. Índices de biodiversidade.....	42
2.4.2. Índices bióticos.....	45
2.5. Grupos funcionais e importância de <i>C. fluminea</i>	46
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
3.1. Análise integrada comparativa dos locais.....	54
3.2. Curvas de dominância	60
3.3. Parâmetros de biodiversidade	62

3.3.1. Índices de biodiversidade.....	62
3.3.2. Índices bióticos.....	67
3.4. Grupos funcionais.....	73
3.5. Importância da espécie <i>C. fluminea</i> nas comunidades.....	77
4. CONCLUSÕES.....	83
5. LISTA DE REFERÊNCIAS.....	89
6. ANEXOS.....	101

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Principais características da Bacia Hidrográfica do rio Minho ("SNIRH"; Lyra 2007; Maia-Mendes 2007; "Instituto de Meteorologia"; Alves 1996; INAG 2000a).....	23
Tabela 2 - Principais características da Bacia Hidrográfica do rio Lima (Sousa 2003; Alves 1996; "SNIRH"; "Instituto de Meteorologia"; INAG 2000b)	24
Tabela 3 - Matriz de similaridade de Bray-Curtis, comparando a similaridade das comunidades dos diferentes locais. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.	55
Tabela 4- Teste ANOSIM realizado para a verificação de diferenças entre o rio Lima e o rio Minho, a partir da criação de um factor comum ao trio de locais de cada rio.....	56
Tabela 5 - Teste ANOSIM realizado para a comprovação de diferenças entre os agrupamentos dados pelo índice de Bray-Curtis. Foram utilizados valores mensais de cada local.	57
Tabela 6 - Análise da contribuição das espécies para a comunidade macrobêntica em cada local, utilizando a função SIMPER, no programa PRIMER®.....	57
Tabela 7 - Quadro-resumo sobre os locais com valores mais altos e mais baixos de biodiversidade atingidos nos índices.	67
Tabela 8 - Tabela usada para o cálculo do Índice Biótico Belga (adaptado de De Pauw & Vanhooren, 1983).	68
Tabela 9 - Valores Biológicos obtidos através da Tabela IBB.	68
Tabela 10 - Tabela ilustrativa do número de Unidades Sistemáticas (U.S.) encontradas nos locais ao longo de fevereiro, março e abril de 2012.	69
Tabela 11 - Tabela Qualitativa do Índice IBB (adaptada de De Pauw & Vanhooren, 1983)	69
Tabela 12 - Tabela do Índice IBMWP (em MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO 2011)	70
Tabela 13 - Tabela Qualificativa BMWP. Esta tabela é compatível com o índice IBMWP (Alba-Tercedor 1996)	71
Tabela 14 - Quadro-resumo dos valores biológicos totais de cada local, obtidos através da soma do valor biológico das várias espécies presentes nesse local.	71
Tabela 15 - Correspondência dos grupos funcionais enumerados com os organismos encontrados durante a recolha de amostras.	74
Tabela 16 - Valores do coeficiente de correlação de Spearman relativos à correlação entre a espécie C. fluminea e cada um dos restantes grupos faunísticos presentes nos locais amostrados. */cinzento – estatisticamente significativos.....	78
Tabela 17 - Tabela informativa dos resultados da aplicação do coeficiente de correlações de Spearman. Cinzento – estatisticamente significativo;	79
Tabela 18 e 19 - Correlações verificadas em ambas as divisões dos grupos funcionais. “-“ correlação negativa; sinal “+“ correlação positiva.....	80

Índice de Figuras

Figura 1 - Macroinvertebrado bêntico pertencente à subclasse Oligochaeta, de espécie diferente.....	9
Figura 2 - Macroinvertebrado bêntico pertencente à subclasse Oligochaeta.....	9
Figura 3 - Espécies de macroinvertebrados bentónicos pertencentes à ordem Coleoptera.....	10
Figura 4 - Macroinvertebrados em fase larvar, pertencendo a superior à família Ceratopogonidae, e a inferior à família Chironomidae.....	10
Figura 5 - Secção anterior de uma larva Chironomidae, família que compõem cerca de um terço dos dípteros.	10
Figura 6 - Da esquerda para a direita: <i>Corophium multisetosum</i> e <i>Cyathura carinata</i> . Indivíduos pertencentes aos subfilos Crustacea.	11
Figura 7 - Indivíduos pertencentes ao Filo Mollusca. Da esquerda para a direita: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> e um indivíduo do género <i>Physa</i>	12
Figura 8 - <i>Corbicula fluminea</i> residente no rio Minho.	14
Figura 9 - Ciclo de vida de <i>C. fluminea</i> : a) adulto; b) demibrânquia interna com larva; c) pequenos juvenis, com um pé completamente desenvolvido; d) pequenos adultos (adaptado de Sousa <i>et al.</i> 2008).	15
Figura 10 - Distribuição de <i>Corbicula</i> no Noroeste da Europa durante o Pleistoceno (adaptado de Meijer & Preece, 2000).	19
Figura 11 - Distribuição de <i>Corbicula</i> na Europa (adaptado de: Caffrey <i>et al.</i> 2011; DAISIE, 2008; Melník, 2006; Munjiu & Shubernetski, 2010; Paunović <i>et al.</i> , 2007; Pérez-Quintero, 2008; Schmidlin <i>et al.</i> 2012).	20
Figura 12 - Localização dos locais de amostragem presentes ao longo do rio Lima. L1 – Lima 1; L2 – Lima 2; L3 – Lima 3.....	29
Figura 13 - Aspecto geral do local de amostragem L1 situado na área de água doce do estuário do rio Lima. Perspectiva da zona com o canal principal situado à retaguarda e de frente para a margem direita do rio considerada no sentido montante-jusante.....	30
Figura 14 - Localização dos locais de amostragem presentes ao longo do rio Minho. M1 – Minho 1; M2 – Minho 2; M3 – Minho 3.....	30
Figura 15 - Local de amostragem número 1 do rio Lima. Perspectiva detalhada da vegetação que está presente na zona (baía) no sentido jusante-montante, tendo a margem direita do rio à esquerda e o canal principal (não visível) à direita continuando para a retaguarda.....	31
Figura 16 - Aspecto geral do local de amostragem L3 situado na área de água doce do estuário do rio Lima. Perspectiva da zona com o canal principal situado à frente, no sentido jusante-montante.....	32
Figura 17 - Local de amostragem número 3 do rio Lima. Perspectiva detalhada da vegetação que está presente na zona no sentido montante-jusante, tendo a margem direita do rio à retaguarda.....	33
Figura 18 - Aspecto geral do local de amostragem M1 situado na área de água doce do estuário do rio Minho. Perspectiva da zona com o canal principal situado à direita da imagem (não visível), no sentido montante-jusante.	34
Figura 19 Perspectiva para o canal principal no local M1, com foco na granulometria do sedimento e na presença de pequenas embarcações piscatórias.....	35

Figura 20 - Aspecto geral do local de amostragem M2 situado na área de água doce do estuário do rio Lima. Perspectiva da zona do canal principal situado na parte de cima da imagem, no sentido jusante-montante. A vegetação está notoriamente presente em algumas secções do talude do rio	36
Figura 21 - Aspecto geral do local de amostragem M3 situado na área de água doce do estuário do rio Minho. Perspectiva da zona com o canal principal situado no centro da imagem no sentido jusante-montante. A amostragem foi efectuada abaixo do canto inferior esquerdo da imagem (não visível).	36
Figura 22 - Perspectiva detalhada do local M3 com zoom 4x, enfatizando a vegetação presente no local, simultaneamente fora de água e subaquática.	37
Figura 23 - Local de amostragem Lima 1 (L1), estação mais jusante no rio Lima. Na figura pretende-se demonstrar a estratégia de amostragem que consistiu, numa primeira etapa, na consideração de um transecto imaginário perpendicular à linha de água e, numa segunda etapa, na consideração de 4 transectos perpendiculares equidistantes ao primeiro, ao longo das quais eram efectuadas as colheitas de sedimento utilizando um “corer” com 13,5 cm de diâmetro.....	38
Figura 24 - Abundância mensal, expressa pelo número total de organismos por unidade de superfície (m^2) calculada para o local e mês de amostragem. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.....	51
Figura 25 - Abundância total por local de amostragem calculada a partir das abundâncias totais dos meses, fevereiro, março e abril de 2012, expressa em número total de indivíduos por unidade de superfície (n° ind/ m^2). L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.	52
Figura 26 - Número total de espécies presentes em cada local de amostragem ao longo dos meses de fevereiro, março e abril de 2012. S – número de espécies; L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.	53
Figura 27 - Dendograma representando as percentagens de similaridade das comunidades presentes nos locais de amostragem ao longo do período de estudo. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.	55
Figura 28 - MDS representando as similaridades das comunidades presentes nos locais de amostragem ao longo do período de estudo. Nos círculos a azul encontram-se os locais que entre si obtiveram valores de similaridade superior a 60%. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.....	56
Figura 29 - Gráfico comparativo das curvas de dominância cumulativa expressas para cada local, obtidas através dos dados de abundância total de cada espécie para cada local ao longo dos três meses de amostragem efectuados.	60
Figura 30 - Gráfico comparativo das curvas de dominância parcial expressas para cada local, obtidas através dos dados de abundância total de cada espécie para cada local ao longo dos três meses de amostragem efectuados.	60
Figura 31 - Valores mensais expressos pelos índices de biodiversidade para cada um dos locais, obtidos através da aplicação dos índices aos valores de abundância mensal de todas as espécies presentes em cada local. L1, L2, L3 – Locais do rio Lima; M1, M2, M3 – Locais do rio Minho. f – Fevereiro, m – Março; a – Abril. d – Margalef; J’ – Pielou; H’ – Shannon; Lambda - Simpson.	62

Figura 32 - Valores totais expressos pelos índices de biodiversidade para cada um dos locais, obtidos através da aplicação dos índices aos valores de abundância totais de todas as espécies presentes em cada local. L1, L2, L3 – locais do rio Lima; M1, M2, M3 – locais do rio Minho. ...	63
Figura 33 - Valores totais expressos pelos índices de biodiversidade para cada um dos agrupamentos definidos por similaridade acima dos 60%, obtidos através da aplicação dos índices aos valores de abundância totais de todas as espécies em cada agrupamento. 4 – L1 e L2; 3 – L3; 2 – M2 e M3; 1 – Mn.....	66
Figura 34 - Representação da distribuição dos grupos de tipos respiratórios presentes na comunidade em todos os locais. As percentagens são relativas a cada local, p.e., no local Lima 2, o grupo de respiração cutânea representa, aproximadamente, 20% da população.....	75
Figura 35 - Representação da distribuição dos grupos de tipo de alimentação presentes na comunidade em todos os locais. As percentagens são relativas a cada local, p.e. o grupo de alimentação limnívora representa 20% da população do Lima 2. TH – Trituradores herbívoros, CF – Colectores filtradores, CD – Colectores detritívoros, R – Raspadores, R – Raspadores fitófagos, PM – Predadores mastigadores, PS – Predadores sugadores, L – Limnívoros.	76
Figura 36 – Correlações positiva e/ou negativa existentes entre <i>C. fluminea</i> , o grupo de raspadores minerais e o grupo de detritívoros. + correlação positiva; - correlação negativa. ..	81

Lista de Abreviaturas

L1 - Primeiro local de amostragem localizado no estuário do rio Lima.
L2 - Segundo local de amostragem localizado no estuário do rio Lima.
L3 - Terceiro local de amostragem localizado no estuário do rio Lima.
M1 - Primeiro local de amostragem localizado no estuário do rio Minho.
M2 - Segundo local de amostragem localizado no estuário do rio Minho.
M3 - Terceiro local de amostragem localizado no estuário do rio Minho.
IBB - Índice Biológico Belga
“S” - Número de espécies.
“N” - Número de indivíduos.
IBMWP' - Iberian Biological Monitoring Working Party
H' - Índice de biodiversidade de Shannon
J' - Índice de equitabilidade de Pielou
“d” - Índice de Margalef
λ - Índice de Simpson
ind/m ² - número de indivíduos por metro quadrado
INAG - Instituto da Água, I.P.
U.S. - Unidades Sistemáticas

1. INTRODUÇÃO

1.1. Indicadores biológicos

Segundo Vannote *et al.* (1980), os rios possuem uma grande diversidade de parâmetros físicos e factores bióticos que vão variando desde a nascente do rio até à sua foz. Esta variação não é aleatória, ocorrendo sempre com padrões da componente físico-química associada aos da componente biótica e vice-versa. Este conceito foi definido como o “River Continuum Concept”, e está ainda hoje em vigor, apesar de em princípio não considerar as alterações humanas efectuadas ao longo do rio, como por exemplo, a introdução de poluentes químicos. Nos rios existe uma grande distribuição de habitats estabelecidos, como por exemplo, rochas, seixos, lages, objectos lançados à água e passíveis de serem colonizados, blocos, tipos de sedimento, presença de vegetação aquática e de folhagem proveniente de zonas ribeirinhas, sendo que cada espécie se adapta preferencialmente ao habitat mais compatível, com as suas características e necessidades.

Os índices biológicos começaram a ser utilizados há mais de um século, quando Kolnatti (1848) e Chon (1853) observaram que as espécies presentes em águas consideradas poluídas diferiam daquelas que estavam presentes em águas não-contaminadas (Iliopoulou-Georgudaki *et al.* 2003).

Um ecossistema equilibrado caracteriza-se pela existência de uma comunidade, animal e vegetal, variada e equitativamente distribuída, em que as relações entre esta comunidade e o meio circundante permitem a continuação desta estabilidade a longo prazo (Fontoura 1985). Quando existem modificações das condições abióticas do meio, a comunidade biótica tende a alterar-se e adaptar-se a curto, médio, ou longo prazo (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988). Da mesma forma, uma alteração na comunidade biótica irá afectar as condições abióticas como, por exemplo, a turbidez e o pH da água (Silveira *et al.* 2006; Sousa *et al.* 2008).

Segundo esta assunção, os organismos que vivem nos rios passaram por várias adaptações evolutivas, sempre relacionadas com determinadas alterações das condições ambientais, e possuem limites de tolerância a alterações destas condições. Estes limites de tolerância variam muito entre famílias e grupos de organismos. Em comunidades equilibradas é possível encontrar dois tipos de grupos faunísticos: grupos sensíveis que não suportam novas condições, comportam-se como “intolerantes”, e desaparecem; e grupos relativamente pouco sensíveis às mesmas alterações, que comportam-se como “tolerantes”, prevalecendo (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988). Quando os grupos mais sensíveis desaparecem completamente, o seu nicho ecológico é, usualmente, ocupado pelos grupos

tolerantes, que se desenvolvem rapidamente devido à redução da competição. Ou seja, quando existem modificações aos níveis dos parâmetros físico-químicos, que normalmente se utilizam para a análise da qualidade de água, também vão existir alterações na comunidade biótica que está presente no local (Fontoura 1989). Consequentemente, é possível efectuar uma avaliação geral da qualidade biológica de um ecossistema, através do estudo dos organismos/grupos faunísticos encontrados nesse habitat, quanto à sua sensibilidade em relação à variação de condições abióticas. No entanto, em avaliações ecológicas, as análises físico-químicas são muito utilizadas e são muito importantes para explicar alterações da componente biótica. Usualmente, as análises físico-químicas são realizadas em determinados períodos logisticamente estipulados e não de forma contínua, o que limita a sua eficácia. Esta limitação dita muitas vezes uma disparidade entre as determinações efectuadas e a situação real, pois variações pontuais importantes podem não ser detectadas, tais como descargas de fábricas, pesticidas, etc (Alba-Tercedor 1996) .

Uma avaliação biológica a incidir na comunidade biótica oferece-nos informação mais precisa do que a análise dos parâmetros físico-químicos, pois tem em conta os efeitos acumulados, passados e presentes, enquanto as análises físico-químicas apenas se adequam ao momento da amostragem (Torres 2005). Além de permitir um estudo geral sobre um ecossistema, ou uma comunidade dentro do ecossistema, a utilização de bioindicadores permite avaliar o impacto de um contaminante sobre essa comunidade e a sua evolução temporal, o poder auto-depurador da água, o bom ou mau funcionamento de estações de depuração e comparar o grau de poluição em diferentes rios, ou massas de água (Fontoura 1985).

Um bioindicador pode então ser definido como uma espécie, que permita diagnosticar uma modificação na qualidade do meio ambiente (Lévêque 1996). Esta modificação é diagnosticada através do desaparecimento da espécie do meio em estudo, ou seja, quando a espécie não consegue tolerar mais as alterações a que foi sujeita (Peixoto 2008).

Além da avaliação qualitativa proporcionada pelos indicadores biológicos, podem ainda ser utilizados índices de biodiversidade quantitativos. Estas operações quantitativas baseiam-se numa transformação dos dados de abundância, convertendo-os em valores numéricos, aliados à distribuição pelas diferentes espécies (Hill 1973). Normalmente, os valores mais altos destes índices são obtidos quando o número de espécies ou outros grupos taxonómicos considerados é elevado, bem como a distribuição dos efectivos por espécie/grupo. Contudo, devido a este factor, estes

índices simplificam alguma da informação obtida. Segundo Washington (1984), as comunidades, mesmo sem sofrer alterações, não possuem uma distribuição equitativa do total de indivíduos pelas várias espécies, devido ao conceito de pirâmide trófica existente nos ecossistemas. Por outras palavras, num ecossistema equilibrado, os indivíduos na base da pirâmide devem estar presentes em muito maior número, do que os indivíduos no topo de pirâmide, pois, percorrendo os vários níveis tróficos, se as abundâncias forem similares em todos os níveis, os indivíduos superiores não teriam alimento suficiente para subsistirem, e o equilíbrio seria rompido. A grande maioria dos índices de biodiversidade existentes, quando utilizados de forma isolada, não considera estes factores e, por isso, devem ser complementados com outros métodos científicos (Hill 1973), como por exemplo, os índices bióticos.

1.2. Os macroinvertebrados bentónicos como indicadores de qualidade biológica

Os macroinvertebrados bentónicos são constituídos por organismos que utilizam como base física o substrato de rios, lagoas, lagos, albufeiras, charcos, estuários e do mar para o seu desenvolvimento durante uma parte do seu ciclo de vida ou durante todo o seu ciclo de vida (Barnes & Mann 1980). Os macroinvertebrados benthicos são, como o próprio nome indica, animais macroscópicos, usualmente considerados a partir dos 0,5 mm (INAG 2008). Da vasta multiplicidade de espécies pertencentes ao grupo, resulta a possibilidade de observação de ciclos e modos de vida variados, o que permite a estes grupos taxonómicos adaptarem-se a qualquer habitat, desde rios a estuários (Ferreiro 2007).

A componente benthica é um elo de ligação extremamente importante dentro de um ecossistema (Meire 1994). A disponibilidade dos organismos bentónicos está dependente em larga escala da disponibilidade do seu alimento, como o plâncton e detritos do sistema pelágico, e serve de fonte de nutrição para muitos predadores, como peixes, aves e seres humanos (Muniz & Venturini 2001), o que coloca a comunidade benthica no centro da teia alimentar. Dentro desta comunidade, a produção primária por macro e microfitobentos, assim como o consumo destes pelos seus predadores, são importantes vias de fluxo energético (Meire 1994).

Tipicamente, fazem parte da comunidade macroinvertebrada benthica, indivíduos dos taxa Mollusca, Crustacea, Oligochaeta e larvas e adultos de Insecta, o que nos permitindo trabalhar com uma grande diversidade taxonómica se forem considerados níveis taxonómicos a nível inferior (e.g. família, género, espécie). Estes

organismos são de extrema importância, não só como fonte de nutrição, mas também na degradação efectuada às folhas caídas de vegetação adjacente aos cursos de água (Gessner & Dobson 1993) e na bioturbação do sedimento (Josefson & Rasmussen 2000). Embora este último processo provoque um aumento temporário da turbidez da água, contribui ao mesmo tempo para a oxigenação do sedimento e redistribuição de nutrientes para a coluna de água (Kraufvelin 2008).

Segundo Poulton *et al.* (2003), o relativo sedentarismo da comunidade de macroinvertebrados bênticos é uma característica fundamental para a utilização destes como biodindicadores, pois ao não possuir uma grande capacidade de escapar a condições adversas (o único método plausível é o “drift”, mas mesmo este está dependente das correntes existentes) como a poluição existente no seu habitat, a única alternativa de que dispõem é a tentativa de adaptação. Durante esta adaptação os organismos tolerantes vão resistir e proliferar, e os organismos intolerantes perecerão, sendo possível avaliar o grau e o tipo de poluição, ou de modificação do estado da água, ao longo de um espaço temporal tornando os organismos bênticos indicadores biológicos de excelência (Alba-Tercedor 1996; Sousa 2003). O âmbito desta sensibilidade não se limita à poluição, permitindo avaliar também, a hidrodinâmica, o tipo de substrato, a disponibilidade do alimento, e até certo ponto, a temperatura e a salinidade num local, consoante as famílias de macroinvertebrados presentes, sem que seja necessária a realização de uma análise directa a estes factores (Fontoura 1989; Ferreira 2007; Maia-Mendes 2007; Josefson & Rasmussen 2000).

No entanto, é de notar que dentro desta comunidade, consoante as interacções entre os *taxa*, existe a capacidade para influenciar parâmetros físico-químicos que podem levar a uma repercussão visível (Sousa, *et al.* 2008; McMahon 2000). Um modelo possível de uma reacção em cascata será, por exemplo: supondo que o número de indivíduos baixa drasticamente, a turbidez da água aumenta, pois não existem animais filtradores, detritívoros, etc, para se alimentarem dos detritos e do plâncton; como consequência da elevada turvação, haverá menor penetração da luz; a fotossíntese será afectada e a temperatura aumenta; o aumento do valor dos sólidos suspensos altera a composição do substrato, afectando o movimento, habitat, alimento e reprodução; este alto nível de sólidos suspensos poderá também levar ao bloqueio das estruturas respiratórias de várias espécies constituintes da comunidade (Sousa, *et al.* 2008; Kohata *et al.* 2003; Ruesink *et al.* 2005).

Em resumo, as principais vantagens da utilização da comunidade macroinvertebrada bêntica, em relação a outros seres vivos, como bioindicadores de diversidade e do estado biológico de ecossistemas aquáticos são:

1. Constituem uma comunidade cosmopolita e bastante diversa, o que a torna bastante sensível aos vários tipos de contaminação, e outras mudanças no ecossistema, como mudanças de hidrodinâmica ou de sedimento, não obstante os efeitos se notarem apenas em algumas espécies.
2. Na generalidade, a maior parte do ciclo de vida é aquático.
3. A sua recolha, transporte e fixação, é relativamente fácil e os aparelhos utilizados são de baixo custo.
4. As espécies constituintes da comunidade caracterizam-se por um ciclo de vida relativamente longo, o que possibilita um maior intervalo de tempo para que os efeitos da poluição ou de mudança de habitat serem assimilados.
5. São compostos na sua grande maioria por organismos com uma capacidade de deslocação reduzida, o que obriga a uma adaptação às novas condições.
6. A sua grande diversidade de espécies permite-lhes estar representados em todo o tipo de habitats, por mais extremas que sejam as condições.
7. Registam intervalos de tempo de impacto de contaminantes maiores do que as análises físico-químicas, o que providencia informação a curto e médio-prazo do passado.
8. Estão ligados a toda a teia alimentar e são abundantes, o que garante que a nossa amostragem não irá ter interferência com o equilíbrio do ecossistema, o que é de extrema importância em ecologia.
9. Existe um grande conhecimento destes seres e diversas chaves taxonómicas para o fim de identificação desta comunidade, aliado ao facto de vários índices serem baseados nela.

Contudo, um bioindicador com numerosas vantagens, não exclui que não possua desvantagens, pois o indicador biológico perfeito não existe, e por isso a utilidade dos organismos bênticos para este fim acarreta algumas desvantagens:

1. A distribuição das espécies e de famílias não é aleatória, distribuindo-se por agrupamentos no habitat, de acordo com o tipo de substrato por exemplo, o que pode dificultar uma amostragem representativa do local.
2. Existem certas perturbações que não são medidas por esta comunidade, como a inserção na água de bactérias e vírus que sejam patogêneos para os seres humanos. Contudo, não existe praticamente nenhuma comunidade que perfaça este requisito.
3. Aquando da realização de uma análise utilizando esta comunidade, devemos ter sempre em conta a variação da abundância sazonal, e as alterações de dominância dentro do próprio grupo, documentada em estudos prévios para os locais.

Alguns macroinvertebrados desenvolveram adaptações especiais para a fixação do substrato em locais com uma maior velocidade da corrente, tais como: ventosas, ganchos, garras ou achatamento dorso-ventral do corpo. A vegetação aquática é também um importante factor na escolha de colonização do substrato, pois para além de possível fonte de alimentação de grande parte dos macroinvertebrados, oferece uma protecção maior do que um substrato plano, auxilia no controlo da temperatura da água, a quantidade de luz disponível, providencia sombra, as raízes de plantas superiores ajudam a minimizar a erosão, e são locais de excelência para a deposição de ovos (Lodge 1985).

Numa análise um pouco mais detalhada a esta comunidade, realça-se alguns mecanismos ecológicos importantes e que provocam competição intra-comunitária. Foi dado um foco principal aos grupos de famílias que ocorreram em maior abundância neste estudo. Devido à sua importância, a espécie *Corbicula fluminea* será discutida na secção seguinte.

Zoom x3



Figura 2 - Macroinvertebrado bêntico pertencente à subclasse Oligochaeta.

Zoom x4

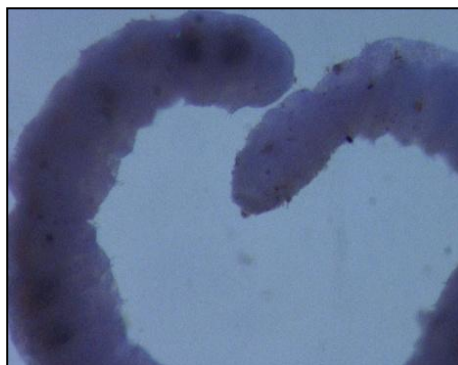


Figura 1 - Macroinvertebrado bêntico pertencente à subclasse Oligochaeta, de espécie diferente.

Os indivíduos pertencentes à subclasse Oligochaeta caracterizam-se por uma segmentação bilateral do seu corpo, apresentando uma boca anterior ventral e um ânus posterior (Wetzel 1993). Estes animais são anelídeos hermafroditas e o tipo de reprodução mais usual é assexuada, embora a reprodução sexuada desempenhe um papel importante quando os parâmetros ambientais são menos propícios para os organismos desta espécie, de modo a privilegiar a diversidade genética. A reprodução é mais significativa durante o fim do Inverno e na Primavera, sendo o principal factor a temperatura (Barnes 1982).

Não obstante a maioria preferir um substrato fino e com muita matéria orgânica, os macroinvertebrados deste grupo possuem uma grande tolerância a modificações ambientais, habitando águas eutróficas e oligotróficas, e inclusive aumentam o seu número em locais onde o grau de poluição é maior, devido a menor competição (Alba-Tercedor 1996).

Os insectos representam uma grande parte da comunidade dos macroinvertebrados e são de extrema importância na avaliação da qualidade biológica da água. Estes indivíduos possuem dois tipos de metamorfose: completa e incompleta (Gullan & Cranston 2005). Numa metamorfose incompleta os ovos dão origem a ninfas (semelhantes aos adultos, mas de menor dimensão), que evoluem até chegar à fase adulta (Tabela 1 e 2). Numa metamorfose completa cada estado de evolução é bastante diferente do anterior, sendo que os ovos evoluem para uma fase larvar, passando de seguida para um estado de amadurecimento em fase de pupa, que termina com o insecto já adulto. Em ambas metamorfoses a fase juvenil é a que predomina nos ciclos de vida dos insectos, sendo nesta altura do ciclo de vida que as

necessidades tróficas são mais elevadas, tornando mais fácil a utilização destes como bioindicadores (Fontoura 1985). Infelizmente estas fases juvenis, principalmente as pupas e as ninfas, não estão referenciadas em muitos guias taxonômicas o que, por vezes, dificulta a sua identificação (Lillie *et al.* 2003).

Dentro dos insectos, destacam-se duas ordens que assumiram uma maior relevância no presente estudo, e serão portanto alvo de uma observação mais detalhada: os coleópteros e os dípteros.

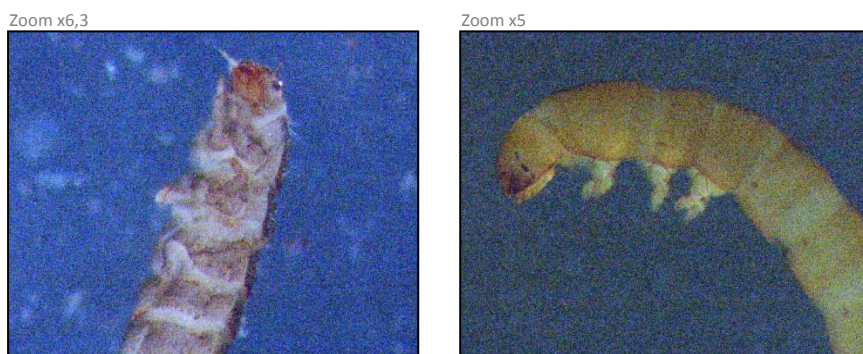


Figura 3 - Espécies de macroinvertebrados bentônicos pertencentes à ordem Coleoptera.

Os coleópteros representam grande parte dos insectos aquáticos e terrestres. As suas estruturas físicas são muito variáveis, assim como a estratégia escolhida para obter alimento, escolha de habitat e ciclo de vida (Powell 2009). Contudo, a maioria dos coleópteros são encontrados em habitats usualmente em melhor estado do que os ocupados pela maioria dos dípteros. Quanto à morfologia, possuem três pares de patas torácicas bem definidas, que são constituídas por 4 ou 5 artículos, e o seu corpo está geralmente protegido por uma camada de quitina (Barnes 1982).



Figura 5 - Secção anterior de uma larva Chironomidae, família que compõem cerca de um terço dos dípteros.



Figura 4 - Macroinvertebrados em fase larvar, pertencendo a superior à família Ceratopogonidae, e a inferior à família Chironomidae.

As larvas de dípteros colonizam múltiplos tipos de habitat, embora sejam mais comuns em ambientes com águas mais paradas, ou seja, ambientes lênticos (Comstock 1949). Maior parte destas adquire o oxigênio indispensável através do corpo (cutânea) ou por intermédio de brânquias (branquial). A reprodução é muito variada, e a sua morfologia diversa, embora seja comum a todas as espécies larvares a ausência de apêndices definidos na zona do torác. Nesta ordem encontra-se uma grande diversidade de estratégias de obtenção de alimento, e do alimento a obter, podendo este ser tão simples como detritos finos, ou ser tão complexo como microorganismos ou outros insectos (Wetzel 1993).



Figura 6 - Da esquerda para a direita: *Corophium multisetosum* e *Cyathura carinata*.
Indivíduos pertencentes aos subfilos Crustacea.

Os crustáceos são protegidos por um exosqueleto de quitina e outras proteínas ao qual se ligam os músculos. Tal como os anelídeos o seu corpo é segmentado, mas possui duas características adicionais: um par de apêndices em cada segmento, e a divisão visível em três grupos de segmentos, cabeça, tórax e abdômen. As espécies de menor tamanho respiram por difusão de gases, mas a maioria possui brânquias como estrutura respiratória (Barnes 1982).

No geral, o crescimento dos indivíduos do grupo dos crustáceos segue duas estratégias: crescimento directo do animal que emerge do ovo, ou através de várias metamorfoses. Esta última opção de ciclo de vida é mais adequada à dispersão da espécie, pois a maioria dos estádios larvares são pelágicos, isto é, apresentam natação activa na coluna de água. Na sua grande maioria, quer em estádios larvares, quer em adultos, os crustáceos são detritívoros da coluna de água (Covich & Thorp 1991).



Figura 7 - Indivíduos pertencentes ao Filo Mollusca. Da esquerda para a direita: *Corbicula fluminea*, *Potamopyrgus antipodarum* e um indivíduo do género *Physa*.

Estes animais possuem um corpo mole e não-segmentado, onde se pode facilmente vislumbrar um pé muscular e um manto, cuja principal função é a protecção dos órgãos e a secreção da concha, constituída por nácar acumulado, a partir da secreção do manto (Barnes 1982). Nos gastrópodes, verifica-se a presença de rádula, formada por denticulos quitinosos que raspam o alimento. Não obstante, as restantes ordens possuem um sistema digestivo completo (Hayward 1996).

1.3. *Corbicula*

Comparadas com os sistemas terrestres, os sistemas de águas interiores (i.e. continentais) são altamente vulneráveis à introdução inadvertida ou propositada de espécies, e à sua subsequente disseminação, devido ao uso intensivo por parte de seres humanos destas espécies, das ligações naturais entre lagos e rios, e da capacidade de dispersão de alguns dos organismos aquáticos (Gherardi *et al.* 2008). Existe uma longa história de exploração das zonas estuarinas e dos rios por parte da espécie humana, para o efeito de transportes, comércio, alimentação e habitação, entre outros. Estes sistemas, pela sua posição geográfica, estão sujeitos a uma vasta gama de pressões antropogénicas que são responsáveis por impactos ambientais consideráveis (Duffy *et al.* 2007). Ao mesmo tempo, estas zonas possuem uma grande importância ecológica, com uma ocorrência de muitas espécies de fauna e flora, isto é, uma grande biodiversidade num complexo ecossistema com habitats heterogéneos. As pressões antrópicas, não se resumem apenas à introdução directa de contaminantes no ecossistema (poluição), ou à minimização directa de *stocks* através da pesca ou da colecta. Muitas vezes, mudanças hidromorfológicas no estuário do rio,

revertem num impacto enorme num ecossistema, causando um desequilíbrio ou um mau funcionamento do dito.

As espécies invasoras não indígenas são espécies oriundas de outra região ou bioma, e que possuem a capacidade de se adaptar a diferentes habitats, proliferar e expandir-se rapidamente no novo ambiente, em caso de sucesso de colonização. Estas espécies competem com as espécies nativas pelos recursos e condições disponíveis. Actualmente, existe um largo consenso de que as espécies invasoras não-indígenas são um dos maiores factores que contribuem para a perda de biodiversidade e alterações dos serviços prestados pelos ecossistemas, juntamente com as mudanças de habitats, a mudança climática, a sobre exploração de recursos e a poluição (Millenium Ecosystem Assessment 2005). A introdução e dispersão de organismos aquáticos invasores é uma séria ameaça para a biodiversidade nativa e para o funcionamento de ecossistema, com repercussões ao nível de todas as redes tróficas e ciclos biogeoquímicos (Kolar & Lodge 2001), sendo que ao nível trófico dos moluscos em particular, o efeito é ainda mais evidente, pois alteram parâmetros biológicos e parâmetros físico-químicos, provocando alterações profundas no ecossistema em que se inserem (Sousa *et al.* 2008).

As espécies invasoras proliferam mais facilmente em condições de desequilíbrio do ecossistema, alterando cadeias tróficas e reduzindo a biodiversidade, sendo que nesta categoria encaixam-se as espécies invasoras. Desde o inovador trabalho de Elton (1958) sobre espécies invasoras, o interesse da comunidade científica e de agências governamentais no tópico tem aumentado significativamente (Rosa *et al.* 2011). Em compilações de estudos recentes, verificou-se que durante as últimas décadas, as comunidades macroinverbradas bênticas de grandes rios sofreram flutuações dramáticas na composição de espécies (Müller 2001).

A nível económico, estas espécies também causam um grande impacto, devido a danos causados em estruturas (Minchin *et al.* 2002). O biofouling consiste no estabelecimento e crescimento de densas populações em estruturas e equipamentos aquáticos, desabilitando o equipamento de desempenhar a sua função ou degradando-o. Indústrias que tenham uma dependência no uso intensivo de água proveniente de massas de água naturais são especialmente susceptíveis à actividade de biofouling destas espécies de moluscos (Pimentel *et al.* 2005). Na Grã-Bretanha, por exemplo, o custo anual económico que as indústrias despendem no combate às espécies invasoras não-nativas é de 19,3 milhões de libras por ano, podendo chegar aos 29,2 milhões de libras, enquanto o custo anual económico médio em espécies terrestres é de 7,2 milhões de libras por ano (Oreska & Aldridge 2011).

Entre estes organismos invasores, encontra-se o bivalve de água doce *Corbicula fluminea* (Muller 1774) da família Corbiculidae, vulgarmente conhecida como amêijoia asiática. Este bivalve é considerado um dos 100 invasores biológicos que suscitam maiores preocupações (DAISIE 2008), encontrando-se distribuída por todos os continentes, com excepção da Antárctida. Os indivíduos do género *Corbicula* são naturais da região do Sudeste Asiático, sendo um dos mais abundantes em países como a China, Tailândia, Filipina, Leste da Rússia, Taiwan, Filipinas, Coreia e Japão (DAISIE 2008).



Figura 8 - *Corbicula fluminea* residente no rio Minho.

É geralmente assumido que os principais vectores da dispersão mundial do género *Corbicula*, como de tantas outras espécies invasoras com reduzida mobilidade (pelo menos em grande parte do ciclo de vida), sejam o transporte accidental em navios que fazem trajectos intercontinentais, transportando este bivalve quer nos cascos (biofouling), quer nas águas de balastro, que são cheios à saída dos portos e esvaziados à chegada ao destino (Araujo *et al.* 1993; Hartog *et al.* 1992 ; Müller 2001), para além da sua introdução deliberada para uso alimentar (McMahon 2002). Em muitas regiões da Europa e dos Estados Unidos da América (E.U.A), a fauna nativa de moluscos, principalmente de bivalves (e.g. Margaritiferidae, Unionidae, e pequenos Sphaeriidae) está em declínio devido à competição com *C. fluminea*.

1.3.1. Ecologia de *Corbicula fluminea* e impactos em ecossistemas invadidos

As características mais importantes para o sucesso de uma espécie invasora são: grande distribuição geográfica, com potencial de colonizar uma grande amplitude de habitats; considerável diversidade genética e grande plasticidade fenotípica; tolerância fisiológica a factores abióticos; associação a actividades humanas e alto potencial de dispersão; características típicas de espécies com estratégia do tipo *r*, como tempos de vida curtos, crescimento rápido, maturação sexual rápida, alta fecundidade e comportamento oportunista (Céréghino *et al.* 2005).

A espécie *Corbicula fluminea* possui a maioria das características acima referidas. Embora a sua tolerância fisiológica seja média (não tolera níveis moderados de oxigénio dissolvido na água, salinidades superiores a 14 ppt, factor que inibe consideravelmente a capacidade de colonização de *Corbicula*, reduzidas concentrações de cálcio, temperaturas elevadas e valores reduzidos de pH), a espécie possui variabilidade fenotípica considerável, e tem reprodução sexuada e assexuada. *Corbicula fluminea* é uma espécie hermafrodita com capacidade de auto-fecundação, originando clones e poliploidias (Sousa *et al.* 2008; Park & Kim 2003).

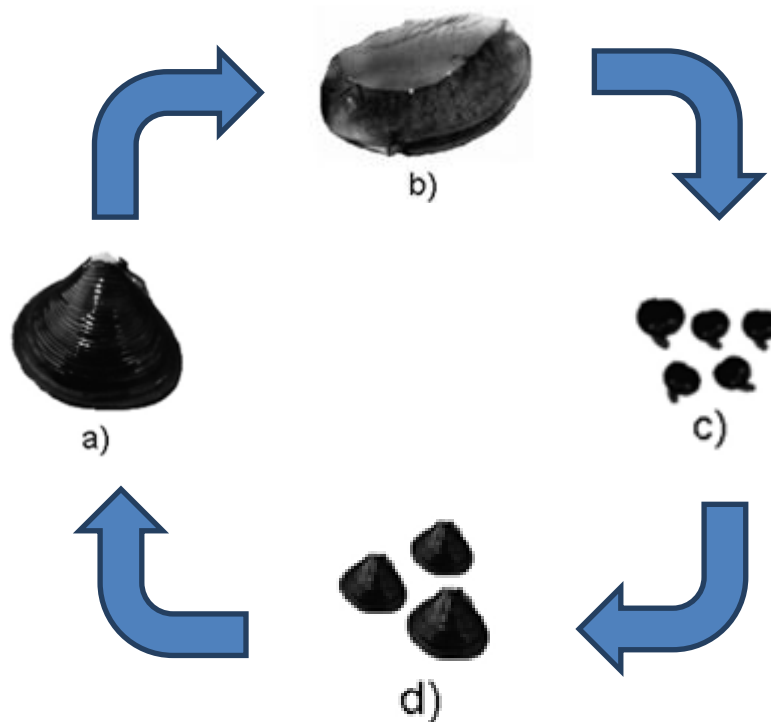


Figura 9 - Ciclo de vida de *C. fluminea*: a) adulto; b) demibrânquia interna com larva; c) pequenos juvenis, com um pé completamente desenvolvido; d) pequenos adultos (adaptado de Sousa *et al.* 2008).

A fertilização ocorre dentro da cavidade paleal e as larvas são incubadas nas brânquias. A nutrição das larvas, de acordo com Byrne *et al.* (2000) e Kraemer & Galloway (1986), está assegurada pela riqueza em nutrientes presentes no ovo, e por uma fonte de nutrientes alternativa, advinda de uma modificação das junções interlamelares das demibrânquias internas. Posteriormente, as larvas são lançadas na coluna de água. Externamente, possuem uma forma semelhante a um D com dimensões reduzidas e o músculo pé protuberante, com uma finalidade locomotiva, sendo esta fase de desenvolvimento vulgarmente designada por juvenil (McMahon 2000). Estes são transportados pela corrente até se fixarem, preferindo locais pouco profundos, com sedimentos finos e níveis elevados de matéria orgânica, embora também se possam fixar em vegetação ou numa superfície dura, através de fios bissais mucilaginosos (McMahon 2000). Nesta altura o juvenil mede aproximadamente 250µm. A maturação sexual acontece entre os 3 e 9 primeiros meses, quando os organismos têm cerca de 6-10mm de dimensão máxima (Sousa, *et al.* 2008). No sul da Europa, geralmente o ciclo reprodutivo apresenta duas fases de gametogénese e emissão de gâmetas, existindo no entanto uma variação entre um e três períodos de reprodução por ano que é dependente dos factores abióticos. Estes números são obtidos através da medição da distância entre os dois pontos mais afastados da concha, i.e., as extremidades à direita e à esquerda do umbo (Munjiu & Shubernetski 2010).

Um aspecto importante neste bivalve é a libertação de pistas químicas para que os juvenis não colonizem o mesmo sedimento que os adultos, de modo a não existir competição intra-específica (Werner & Rothhaupt 2007). De acordo com McMahon (2002), esta espécie possui o maior aproveitamento de energia do mundo bivalve, devido à sua altíssima taxa de filtração, eficiente assimilação e baixo consumo energético na respiração, encaminhando toda a energia para a reprodução e crescimento. *Corbicula fluminea* (de uma zona oligotrófica) consegue ter uma produção semelhante às espécies com mais altas produções de zonas eutróficas. A alimentação também pode ser realizada pelo pé, predando microorganismos como as diatomáceas (Hakenkamp *et al.* 2001), originando bioturvação. A alta mortalidade dos adultos (vivem até aos 4-5 anos) leva a que maior parte das populações registadas sejam dominadas por indivíduos de reduzido tamanho.

O sucesso da invasão de um ecossistema está correlacionado com o esforço introdutório, ou seja, a relação entre o número de indivíduos que conseguiram invadir o ecossistema e o número de tentativas. Os moluscos possuem um papel preponderante em qualquer ecossistema, devido ao seu papel mediador na cadeia

trófica. O papel ecológico de *Corbicula fluminea* (*C. fluminea*) é definido pela sua posição na rede trófica, pela quantidade de energia que flui pela população deste bivalve e as possíveis alterações que ocorram no funcionamento do ecossistema após a sua introdução (Sousa *et al.* 2008). Quanto maior for a biomassa de *C. fluminea*, maior a sua importância, tornando-se um elo fundamental no ecossistema. *C. fluminea* é portanto uma grande engenheira de ecossistemas, (no norte de Portugal, por exemplo), desequilibrando os ecossistemas. Este bivalve, altera os ciclos biogeoquímicos devido à filtração, deposição de matéria orgânica, alimentação via pé e bioturvação (também causada pela inserção de *C. fluminea* no sedimento), altera o stock de fitoplâncton, a quantidade de matéria orgânica disponível para o resto da comunidade bentónica, a claridade da água, a produção primária, o ciclo de nutrientes, a natureza das cadeias alimentares e taxas de sedimentação (Gangnery *et al.* 2001; Kohata *et al.* 2003; Ruesink *et al.* 2005). Os indivíduos adultos que fenecem, aumentam o nível de nutrientes do meio, e as conchas dos indivíduos adultos são utilizadas por outros animais, como insectos, gastrópodes e crustáceos para depositar ovos, ou como abrigo contra predação, competição, ou stress físico, o que é de realçar se o substrato for primariamente liso e não-estruturado. Ilarri *et al.* (2012) demonstraram um aumento das taxa *Insecta*, *Gasteropoda* e *Crustacea*, em locais onde *C. fluminea* é abundante. Inclusive, com a deposição de fezes ou pseudofezes por parte de *C. fluminea*, existe, conseqüentemente, um aumento da matéria orgânica no sedimento, o que origina maiores taxas de fecundação nos Annelidia. Em comparação, os bivalves nativos, como Margaritifera e Unionidae, são completamente ultrapassados pela espécie *C. fluminea*, pois esta possui valores de competição muito elevados pelos nutrientes disponíveis, e também pelo habitat, não deixando que os juvenis de outras espécies se acoplem ao sedimento. Aliado a estes factores, existe também a possibilidade da ingestão das larvas/juvenis de outras espécies lançados para a coluna de água (Strayer 1999). Acresce a estas acções, o facto de *C. fluminea* poder ser portadora de parasitas ou novas doenças para o ecossistema.

Os sistemas da Península Ibérica são altamente variáveis, onde rios pequenos com baixas velocidades de correntes, são fortemente influenciados por dois acontecimentos anuais, cheias catastróficas de Inverno e períodos extensos de seca no Verão (Gasith & V. Resh 1999). Além destes ciclos que desequilibram e causam a mortalidade de muitas espécies nativas, beneficiando espécies que possuam características de recobro da biomassa rápidas, as várias alterações humanas à estrutura dos rios criaram habitats propícios à inserção de *C. fluminea* (Araujo *et al.* 1993; Pérez-Quintero 2008).

1.3.2. Ocorrência e disseminação da espécie

A recente invasão de *C. fluminea* não é a primeira presença desta espécie na história da Europa. De destacar, a importância de *C. fluminea* no Pleistoceno, que pode ser ilustrada pelo facto de parte da camada do Pleistoceno é denominado “The Corbicula Deposit” (Laskarev 1951). *C. fluminea* estava presente apenas em fases em que a temperatura era amena, (Sparks 1964). A sua ausência, nos inícios dos intervalos interglaciares, em que as condições eram óptimas, podem ser atribuídas a falhas de migração, não existindo vectores (Meijer & Preece 2000). Uma hipótese para a sua ocorrência actual (Karatayev *et al.* 2007), defende que *C. fluminea* foi retida, e que a subsequente dispersão desta proveio de Plástoceno Refugia – locais favoráveis com grande heterogeneidade de habitats e boas condições, não afectadas pelas glaciações – no Sul da Europa. Outra hipótese, consiste em que só nas últimas décadas, *C. fluminea* encontrou as condições necessárias para recolonizar habitats anteriores, através da associação com as actividades humanas (Pfenninger *et al.* 2002). No entanto, a hipótese de uma nova invasão parece ser mais consistente.

No século XX, o primeiro caso reportado de presença de *C. fluminea* fora dos seus habitats naturais foi em 1924 na América do Norte e a partir deste ponto, *C. fluminea* rapidamente se espalhou por todo os Estados Unidos da América (McMahon 1982). Na América do Sul, *C. fluminea* foi pela primeira vez encontrada em 1970 (Ituarte 1994). A oeste da Europa foram descobertas conchas de *C. fluminea* em 1981 em França, no estuário de Garonne e Dordogne, e em Portugal, no estuário do Tejo (Mouthon 1981). Nos anos de 1990, as populações de *C. fluminea* na Alemanha e na Holanda já estavam completamente estabelecidas e prosperavam (Nguyen & Pauw 2002). É presumido que *C. fluminea* foi pela primeira vez introduzida nos Estados Unidos da América por imigrantes chineses e japoneses como forma de alimentação. *C. fluminea* é também um aperitivo apreciado pelos peixes, sendo por isso utilizada para isco na pesca (Caffrey *et al.* 2011). Esta espécie é muitas vezes coleccionada por turistas e introduzida noutros ambientes, tanto para fins decorativos como, por exemplo, para aquariofilia.



Figura 10 - Distribuição de *Corbicula* no Noroeste da Europa durante o Pleistoceno (adaptado de Meijer & Preece, 2000).

As águas de balastro e os cascos de navios parecem ser os principais vectores de dispersão, uma vez que estes fazem muitas vezes viagens transcontinentais, introduzindo *C. fluminea* em novos ambientes. A este tipo de disseminação é dado o nome de expansão saltatória. Outras alternativas envolvem a utilização da deslocação de barcos recreativos entre lagos e rios, onde *C. fluminea* se pode fixar através de biofouling, vegetação aquática e lama (Elliott *et al*, 2007). O estadio juvenil de *C. fluminea* propaga-se pela massa de água, segundo o fluxo de água, usando o pé para se locomover (Sousa *et al*. 2008) e tem um tempo de duração de 48h, dispersando-se com a corrente até se estabelecer numa zona por colonizar, iniciando uma nova população - expansão contínua, ou seja, a colonização ocorre como uma linha e não há espaços longos entre as populações, embora estas se concentrem em grupos ou “patches”. Os mamíferos e aves migratórias são também meios de transporte importantes para as larvas de *C. fluminea*, permitindo a esta dispersar-se por uma maior área em comparação com a área abrangida apenas pelo fluxo de água (lagos, outros rios). A dispersão acontece, maioritariamente, dos estuários dos rios para montante.

C. fluminea foi descrita pela primeira vez em Portugal, no Estuário do Tejo, no ano de 1980 (Mouthon 1981).

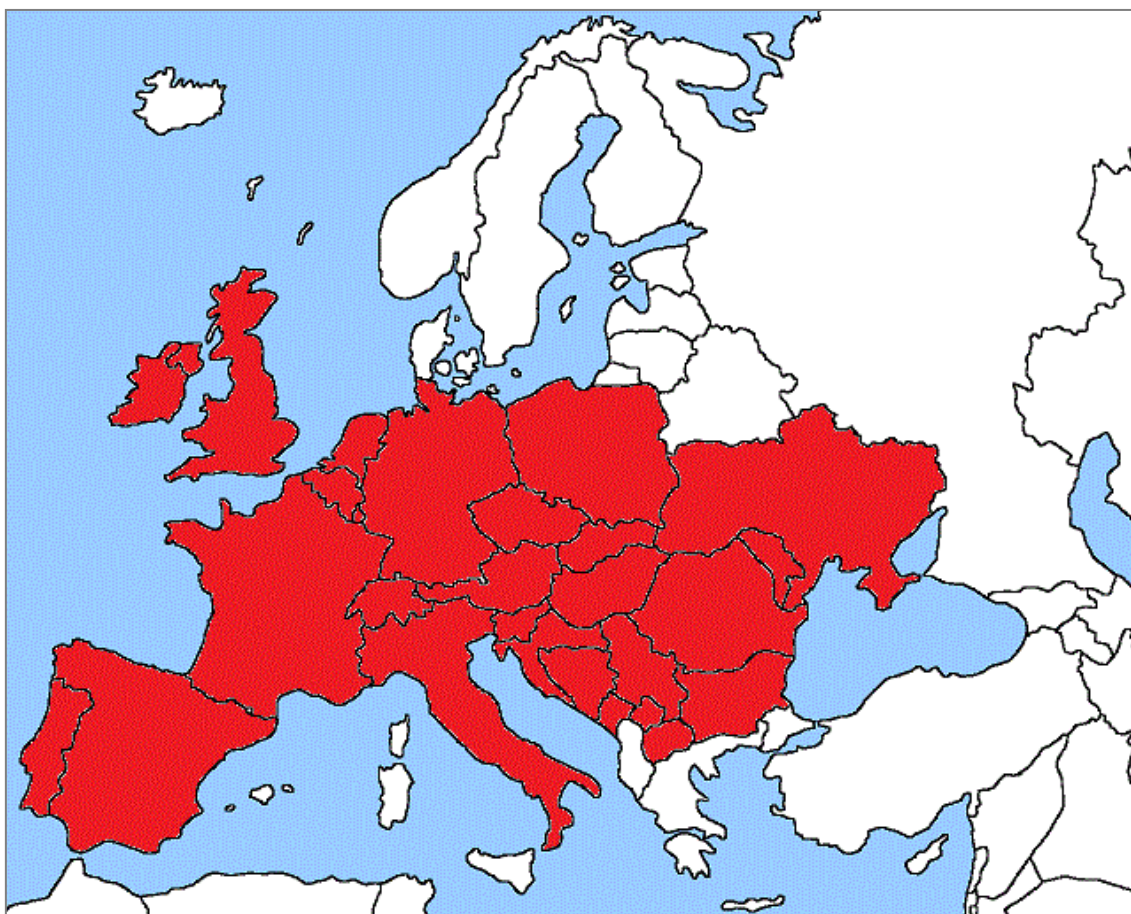


Figura 11 - Distribuição de *Corbicula* na Europa (adaptado de: Caffrey *et al.* 2011; DAISIE, 2008; Melník, 2006; Munjiu & Shubernetski, 2010; Paunović *et al.*, 2007; Pérez-Quintero, 2008; Schmidlin *et al.* 2012).

Existem vários estudos em Portugal sobre *C. fluminea* desde os anos 90, embora sejam fragmentários, em que são amostrados alguns rios ou apenas um rio em específico. Em 1988, foi descoberto o primeiro caso de *C. fluminea* fora do Tejo, na bacia do Douro, por Nagel (1989). No ano seguinte, Araujo *et al.* (1993), reportaram, pela segunda vez, no Douro, e pela primeira vez, a amêijoia asiática no rio Minho, sendo este trabalho seguido de perto e continuado em anos posteriores por Sousa e a sua equipa (2007, 2008). Este mesmo grupo de investigação reportou a primeira ocorrência no Lima (Sousa *et al.* 2002). No ano 2000, investigadores espanhóis (Pérez-Bote & Fernández 2008) reportou a ocorrência de *C. fluminea* no Guadiana e Chainho *et al.* (2006) no Mondego. Reis (2006), ministrou a primeira revisão da presença da amêijoia em todo o país e acrescentou o rio Vouga e as Ribeiras do Oeste, como locais onde estavam presentes espécimens de *C. fluminea*.

No ano de 2009, Morais *et al.*, publicaram um estudo onde era reportado, pela primeira vez, o bivalve no rio Sado, e no mesmo ano foram amostrados indivíduos em Mira e nas Ribeiras do Algarve num estudo a nível nacional (Rosa *et al.* 2011). Por fim, Rodrigues *et al.* (2011), reportaram a ocorrência de *C. fluminea* nos rios a montante da Ria de Aveiro, onde o nível de salinidade era mais baixo que na Ria.

De notar que, segundo algumas teorias foi necessário um intervalo de 10 anos para *C. fluminea* se expandir do Tejo para o norte do país (Minho e Douro), e outro intervalo de 10 anos para progredir para outras zonas costeiras, embora a sua via de dispersão não tenha sido necessariamente esta, visto que no caso do Guadiana, a invasão foi reportada primeiro na secção espanhola do rio, em 1988 (Pérez-Quintero 1990). A possibilidade de invasão mútua entre Portugal e Espanha, devido à partilha de várias massas de água, é muito forte. Das 15 grandes massas de água existentes em Portugal, pelo menos 11 estão infestadas por *C. fluminea*, e esta espécie não foi detectada nos rios Ave, Cávado, Leça e Lis.

No presente estudo são focados principalmente o rio Lima e o rio Minho, pelo que se impõe uma descrição mais pormenorizada da evolução da distribuição de *C. fluminea* ao longo do tempo nestes dois rios:

- Rio Minho

Esta espécie foi pela primeira vez descrita neste curso de água por Araujo *et al.* (1993), no ano de 1989, *C. fluminea* aumentou exponencialmente os seus números e a sua distribuição em poucos anos, não só estando disseminada em todo o troço português do rio - desde Caminha até Monção -, mas também ao estabelecer-se como o organismo dominante da biomassa e da abundância na comunidade macrobêntica, por vezes com valores acima dos 90% da biomassa total dos organismos macrobentónicos e números até 4185 ind/m² (Sousa *et al.* 2005; Sousa *et al.* 2008;). É seguro dizer que *C. fluminea* teve e tem um grande impacto no rio Minho, e que é hoje um elemento fundamental na cadeia trófica do ecossistema (Sousa *et al.* 2008).

- Rio Lima

C. fluminea foi descoberta no rio Lima no ano de 2002, por Sousa (2003). No entanto, não foi verificada uma rápida expansão e aumento de abundância semelhante à observada no rio Minho, sendo que a população está limitada a uma área menor, que no presente estudo está representada pelo Lima 1. Os números mais elevados atingidos pela espécie foram de 60 ind/m². Por estas razões *C. fluminea*, até ao momento, não possui o importante papel ecológico no rio Lima, que é verificado no rio Minho.

Este comportamento de *C. fluminea* no rio Lima não é típico, pois em vários estudos (Caffrey *et al.* 2011; De Vaate *et al.* 2007; McMahon 1982; Nguyen & Pauw 2002; Paunović *et al.* 2007), a população de *C. fluminea* apresentou sempre um crescimento exponencial, assim como, uma rápida distribuição por todo o rio, como por exemplo, no rio Minho. A dúvida adensa-se de sobremaneira, quando é verificado que entre o rio Lima e o rio Minho não existem diferenças significativas quanto aos parâmetros abióticos (Sousa *et al.* 2006; Sousa *et al.* 2007). No entanto, existem algumas explicações possíveis para a aparente estagnação do crescimento e da disseminação de *C. fluminea* no rio Lima.

Uma das teorias mais verosímeis é baseada na introdução recente de *C. fluminea* no rio Lima. Normalmente, quando uma espécie é introduzida num ambiente novo tem que passar por uma fase de ambientação, ou de adaptação, em que o ritmo de crescimento é significativamente baixo, pois muita da energia utilizada pelos indivíduos é direccionada para processos fisiológicos (Crooks & Soulé 1999; Crooks 2005). As causas do reduzido crescimento populacional podem ser uma elevada mortalidade de juvenis e larvas ou redução de fecundações viáveis. Qualquer que seja a causa, a consequência é o prolongamento desta fase de adaptação da espécie ao novo habitat e às suas características (Sakai *et al.* 2001). As características físico-químicas e abióticas que podem estar a influenciar esta estagnação, ou seja, para as quais *C. fluminea* é mais sensível, estão referidas na secção Ecologia de *Corbicula fluminea* e impacto no ecossistema (McMahon 2002;). Outra teoria plausível, assenta no pressuposto de que a quantidade de contaminação de metais, nutrientes e outros poluentes ser mais expressiva no rio Lima do que no rio Minho, o que, apesar de levar a uma diminuição da biodiversidade, também pode estar a limitar o crescimento e a expansão de *C. fluminea* para outras secções do curso de água. É possível que ambas as teorias estejam correctas, e que estejam a limitar a invasão de *C. fluminea* em simultâneo (Sousa *et al.* 2006).

1.4. Descrição das Bacias Hidrográficas:

1.4.1. Minho

A Bacia Hidrográfica do rio Minho possui cerca de 17080 km², dos quais apenas 5% estão situados em Portugal, recebendo o restante de Espanha (Sousa *et al.* 2008). Este rio tem uma extensão de cerca de 300 km, originando na Serra da Meira, na província de Lugo, em Espanha, a cerca de 750 m de altitude, e tem uma orientação NNE-SSW, sendo que os últimos 70 km do rio formam a linha de fronteira no Noroeste, entre Portugal e Espanha (Sousa *et al.* 2005). O rio desagua no Oceano Atlântico, entre Caminha e A Guardia e tem uma largura que varia entre os 100 m, a montante, e 2 km, na confluência com o rio Coura, no sapal de Caminha (Araújo *et al.* 2005).

Tabela 1 - Principais características da Bacia Hidrográfica do rio Minho ("SNIRH"; Lyra 2007; Maia-Mendes 2007; "Instituto de Meteorologia"; Alves 1996; INAG 2000a).

Rio Minho	
Área	17080 km ²
Altitude máxima	1450 m
Altitude Média	683 m
Temperatura média	13,75 °C
Barragens	45
Penetração das marés	40 km
Extensão do rio	380 km
Caudal médio anual	12800 x 10 ⁶ m ³
Precipitação média anual	2000 mm
Largura máxima	2 km
Largura mínima	100 m
Escoamento médio anual	10377,83 hm ³ /ano
Altura da maré	3,7 m
Tempo de residência médio	1,5 dias

1.4.2. Lima

A Bacia Hidrográfica que drena para o rio Lima possui uma área de cerca de 2480km², em que 1303 km² fazem parte de Espanha (53%) e 1177 km² pertence a Portugal (47%) (Sousa *et al.* 2006). Está localizado no Noroeste da Península Ibérica, entre 41° 35' N e 41° 15' N de latitude, e 07° 35' W e 08° 55' W de longitude. A sua nascente localiza-se na Serra de São Mamede, na província de Orense, em Espanha, a 950 m de altitude. O rio possui uma extensão de 108 km – dos quais apenas 67 km são em Portugal – escoando no Oceano Atlântico (ENE-WSW) uma quantidade de água doce média de 54 m³/s (Costa-Dias *et al.* 2010).

Tabela 2 - Principais características da Bacia Hidrográfica do rio Lima (Sousa 2003; Alves 1996; "SNIRH"; "Instituto de Meteorologia"; INAG 2000b)

Rio Lima	
Área da Bacia	2480 km ²
Altitude máxima	950 m
Declive médio	16,7 %
Altitude média	447 m
Temperatura média	12,5 °C
Penetração das marés	20 km
Extensão do rio	108 km
Caudal médio anual	12800 x 10 ⁶ m ³
Precipitação média anual	2500 mm
Evapotranspiração média anual	800 mm
Largura média	37,68 km
Escoamento médio anual	1702,9 hm ³ /ano
Altura da maré	4,0 m
Tempo de residência médio	1 dia
Velocidade de vazante	1,5 m/s
Velocidade de enchente	1,0 m/s

1.5. Objectivos

O objectivo do presente estudo centra-se em comparar a diversidade e estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos associados à espécie invasora não nativa *Corbicula fluminea*, nas áreas estuarinas de água doce de dois rios (Minho e Lima) onde o comportamento invasor deste bivalve apresentou características distintas. A nosso ver, esta informação poderá contribuir para compreender o impacto causado pela bioinvasão, nos ecossistemas que a sofrem, assim como o peso que alguns de factores que podem influenciar o comportamento invasor de *C. fluminea*. É também proposta uma verificação da qualidade biológica dos locais em estudo, através da análise à comunidade de macroinvertebrados bentónicos, utilizando os vários índices como termo de comparação com anos anteriores em que se efectuaram estudos nestas secções dos estuários dos dois rios.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os organismos macroinvertebrados bênticos caracterizam um conjunto de animais capazes de colonizar e proliferar numa multiplicidade de habitats, e que normalmente se dispõem em agrupamentos. Com esta particularidade em mente, o nosso intuito consistiu em amostrar locais onde, opticamente, se verificassem diferenças nos factores abióticos. A metodologia utilizada neste trabalho foi dividida em três partes principais: recolha das amostragens de macroinvertebrados bentónicos e triagem, identificação taxonómica, e processamento dos dados com o objectivo de avaliar a comunidade macroinvertebrada bentónica, presente em cada um dos locais.

2.1. Breve descrição dos locais de estudo

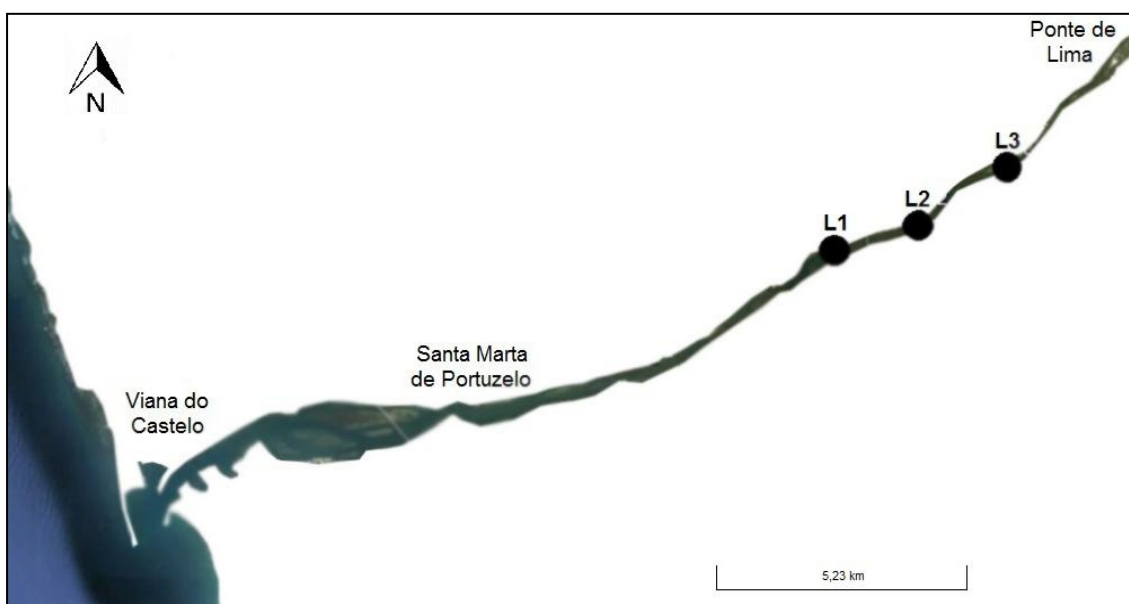


Figura 12 - Localização dos locais de amostragem presentes ao longo do rio Lima. L1 – Lima 1; L2 – Lima 2; L3 – Lima 3.

Neste trabalho, foram seleccionados três locais de amostragem na área de água doce do estuário do rio Minho colonizada por *C. fluminea* (doravante designados por M1, M2 e M3) (Figura 13) e três outros na área correspondente do estuário do rio Lima (doravante designados por L1, L2 e L3) (Figura 12). A selecção foi efectuada com base nos locais de amostragem utilizados no projecto NISTRACKS, no qual se insere o presente trabalho, bem como na ocorrência de *C. fluminea*, nas características dos sedimentos, zona de influência salina e distância relativamente a fontes de poluição. Todos os locais estavam localizados na área estuarina de água doce do respectivo rio. Para cada uma das estações de amostragens foi determinada a sua localização recorrendo ao uso de um GPS, cujos valores constam nos parágrafos seguintes, onde é feita uma descrição mais detalhada de cada local.

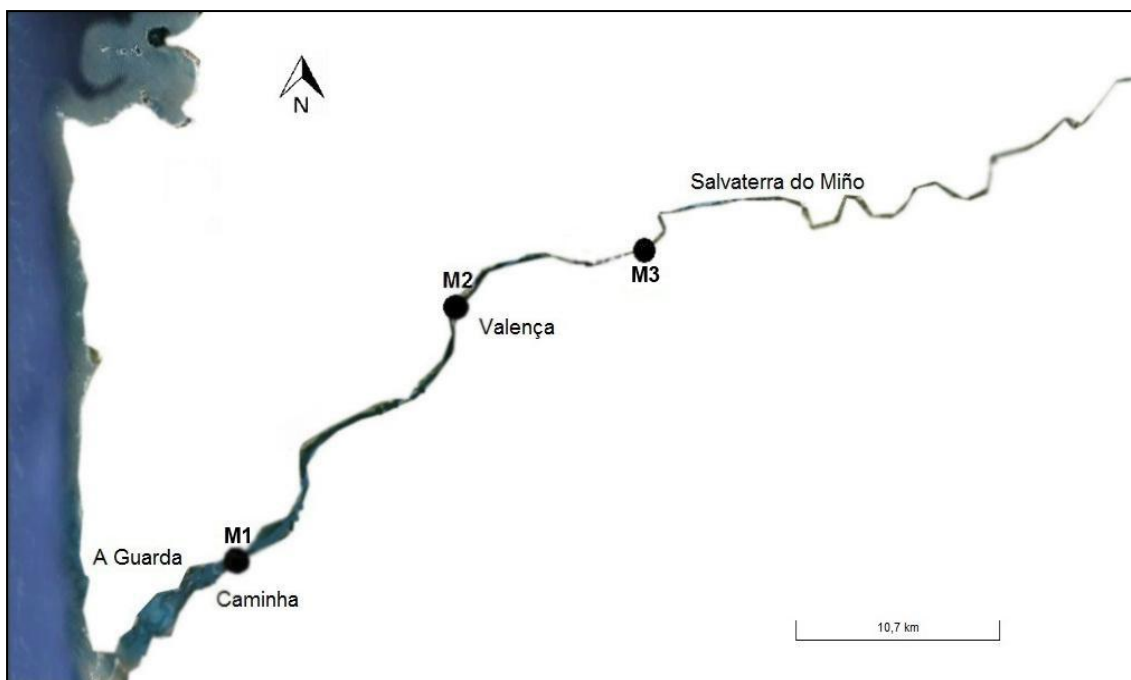


Figura 14 - Localização dos locais de amostragem presentes ao longo do rio Minho. M1 – Minho 1; M2 – Minho 2; M3 – Minho 3.



Figura 13 - Aspecto geral do local de amostragem L1 situado na área de água doce do estuário do rio Lima. Perspectiva da zona com o canal principal situado à retaguarda e de frente para a margem direita do rio considerada no sentido montante-jusante.

L1 (Figura 14) é o local mais jusante na área estuarina de água doce do rio Lima, situado nas coordenadas 41°43'28.73"N, 8°41'23.72"W. Considerando o sentido montante-jusante, situa-se à direita do canal principal onde se forma uma reentrância, tipo pequena baía isolada, a qual fica em estreito contacto com o curso principal do rio, especialmente durante a maré-alta. Esta zona é delimitada à direita pela margem onde crescem macrófitas (Figura 15) e um pouco mais acima diferentes tipos de árvores e arbustos e, à esquerda, aparentemente por um prolongamento da margem que invadiu o curso principal do rio ou eventualmente por um banco de areia que prolongou a margem para o canal principal. No pico da maré baixa, grande parte do substrato fica a descoberto, sendo vaso-arenoso com pequenas zonas vasosas (tipo “mancha”) superficiais e móveis. Em grande parte da zona, o sedimento é relativamente fino e aparentemente contendo elevado teor de matéria orgânica, especialmente junto às margens.



Figura 15 - Local de amostragem número 1 do rio Lima. Perspectiva detalhada da vegetação que está presente na zona (baía) no sentido jusante-montante, tendo a margem direita do rio à esquerda e o canal principal (não visível) à direita continuando para a retaguarda.

O local L2 situa-se numa posição intermédia em relação aos outros dois pontos de amostragem, tendo a jusante o L1 e a montante o L3. Situa-se numa ramificação do curso principal do rio a que se volta a juntar, que no sentido montante-jusante situa-se à direita do rio. Em baixa-mar, a maior parte do sedimento fica a descoberto com excepção de um pequeno canal de vazante com cerca de 20 cm de largura que se forma perto no centro. O sedimento é vaso-arenoso, sendo mais fino e com maior teor de vasa e provavelmente também de matéria orgânica perto das margens, diminuindo para o centro do canal. A vegetação é constituída principalmente por macrófitas e em zonas mais superiores por arbustos e árvores, cujos ramos cobrem parcialmente o local, limitando a entrada da luz. Foram encontradas várias bolas de golfe ao longo deste canal. As coordenadas deste local são: 41°43'32.56"N, 8°40'24.54"W.



Figura 16 - Aspecto geral do local de amostragem L3 situado na área de água doce do estuário do rio Lima. Perspectiva da zona com o canal principal situado à frente, no sentido jusante-montante.

O local L3 é a estação de amostragem mais montante no rio Lima, e as suas coordenadas são: 41°44'9.82"N, 8°39'13.19"W. Está localizado no curso principal do rio, considerando a direcção montante-jusante, localiza-se à esquerda, e é um pouco resguardado por se encontrar numa reentrância (Figura 17). À chegada a este local é notório um odor desagradável persistente, talvez derivado da presença de muita matéria orgânica. A zona mais próxima da margem apresenta sedimento vasoso muito fino e aparentemente com elevado teor de matéria orgânica; na zona mais próxima do canal de vazante, o sedimento é constituído por areia e rochas. A vegetação é constituída por macrófitas e outras plantas de pequeno porte, existindo árvores e arbustos um pouco afastados da margem do rio. Próximo do local existe uma espécie de parque de piqueniques, e campos agrícolas, distribuíduos ao longo das margens do rio. No pico da maré baixa, este é o único local do rio Lima em que o substrato não fica maioritariamente exposto, apresenta antes um canal com cerca de 3 metros, desde a margem esquerda até ao pequeno banco que é visível na Figura 17.



Figura 17 - Local de amostragem número 3 do rio Lima. Perspectiva detalhada da vegetação que está presente na zona no sentido montante-jusante, tendo a margem direita do rio à retaguarda.

O local M1 é o local mais jusante no rio Minho e as suas coordenadas geográficas são: 41°54'41.40"N, 8°47'36.65"W. Este local está localizado no curso principal do rio, situando-se próximo da entrada de um pequeno efluente (Figura 19). No sentido montante-jusante, localiza-se na margem esquerda do rio. Nesta zona há actividade humana de carácter piscatório a avaliar pelas embarcações ancoradas (Figura 20) e aparente frequência da zona para acesso ao rio. O sedimento é aparentemente fino, aumentando a granulometria à medida que nos afastamos da margem. No pico de baixa-mar, cerca de 4 metros de sedimento do talude do rio ficam expostos, onde foi possível constatar a presença de bocados de tijolos, garrafas e rochas. A vegetação é principalmente constituída por árvores, arbusto, plantas de pequeno porte e macrófitas.



Figura 18 - Aspecto geral do local de amostragem M1 situado na área de água doce do estuário do rio Minho. Perspectiva da zona com o canal principal situado à direita da imagem (não visível), no sentido montante-jusante.



Figura 19 Perspectiva para o canal principal no local M1, com foco na granulometria do sedimento e na presença de pequenas embarcações piscatórias.

O local M2 está numa posição intermédia em relação aos outros pontos de amostragem, a jusante o M3 e a montante o M1, e geograficamente é definido pelas coordenadas: 42°1'24.90"N, 8°39'27.71"W. Está situado no leito principal do rio, exposto às forças da corrente e à erosão e movimentação sedimentar advinda desta. No sentido montante-jusante, este local situa-se na margem esquerda do rio Minho. O sedimento é aparentemente composto por areia muito fina, e aumenta continuamente a sua granulometria à medida que penetramos o leito de água. A três/quatro quilómetros montante, situa-se a foz do rio Louro, o qual já foi caracterizado como um possível foco de poluição (Lyra 2007; Sousa *et al.* 2008). A vegetação neste local é composta maioritariamente por macrófitas e plantas herbáceas que vai até junto da linha de água (Figura 21).



Figura 20 - Aspecto geral do local de amostragem M2 situado na área de água doce do estuário do rio Lima. Perspectiva da zona do canal principal situado na parte de cima da imagem, no sentido jusan-temontante. A vegetação está notoriamente presente em algumas secções do talude do rio



Figura 21 - Aspecto geral do local de amostragem M3 situado na área de água doce do estuário do rio Minho. Perspectiva da zona com o canal principal situado no centro da imagem no sentido jusante-montante. A amostragem foi efectuada abaixo do canto inferior esquerdo da imagem (não visível).

O local M3 é a estação situada mais a montante neste rio, e é encontrado com recurso a GPS nas seguintes coordenadas: 42° 3'21.97"N, 8°32'22.73"W. Embora se situe no curso principal do rio, situa-se numa pequena reentrância, o que lhe confere alguma protecção relativamente à erosão efectuada pela corrente principal (Figura 22). No sentido montante-jusante, esta estação de amostragem localiza-se na margem esquerda. O local é frequentado por pescadores que reportam uma grande variedade de peixes passíveis de serem capturados, o que indicia uma boa qualidade biológica. O sedimento é aparentemente mais grosso que nos outros locais, mas parece possuir bastante matéria orgânica. A vegetação é constituída por arbustos, plantas de pequeno porte e macrófitas, sendo este o único local escolhido no rio Minho, em que a vegetação penetra de facto o limite do leito da água, assumindo-se como subaquática e cobrindo todo o talude da margem do rio (Figura 23).



Figura 22 - Perspectiva detalhada do local M3 com zoom 4x, enfatizando a vegetação presente no local, simultaneamente fora de água e subaquática.

2.2. Estratégia de amostragem

De dezembro de 2011 a janeiro de 2012, foi efectuada uma campanha preliminar para testar toda a metodologia, se procederem a ajustes da mesma quando necessários e identificados os organismos presentes nas amostras de sedimento recolhidas de modo a ter-se uma ideia dos grupos taxonómicos presentes em cada local. De fevereiro a abril de 2012 foram efectuadas recolhas biológicas mensais em cada um dos locais, numa tentativa de amostrar a transição do inverno para a primavera. Devido ao tempo disponível, o elevado volume de sedimento a triar e organismos a identificar, apenas estes meses foram estudados. A colheita de sedimento foi efectuada com um dispositivo tipo “corer” (tubo de PVC), com 13,5 cm de diâmetro, o qual foi introduzido no sedimento até cerca de 20 cm de profundidade. Em cada local, na baixa-mar, e ao longo de um transepto perpendicular à linha de água foram recolhidas amostras de sedimento em 4 pontos ao longo de um transepto perpendicular ao primeiro (Figura 24). Este esforço de amostragem pretendeu colmatar dificuldades devido à potencial distribuição descontínua de algumas espécies e assegurar um número representativo de organismos.

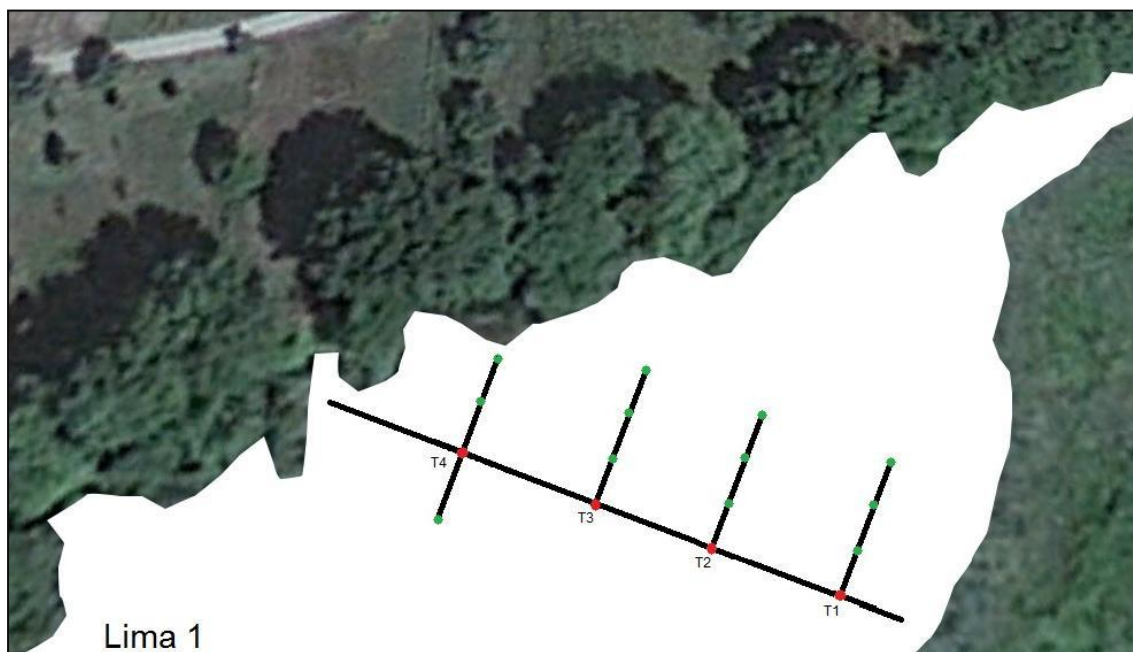


Figura 23 - Local de amostragem Lima 1 (L1), estação mais jusante no rio Lima. Na figura pretende-se demonstrar a estratégia de amostragem que consistiu, numa primeira etapa, na consideração de um transepto imaginário perpendicular à linha de água e, numa segunda etapa, na consideração de 4 transeptos perpendiculares equidistantes ao primeiro, ao longo das quais eram efectuadas as colheitas de sedimento utilizando um “corer” com 13,5 cm de diâmetro.

As amostras recolhidas foram colocadas em sacos individuais, sendo adicionado a cada um deles cerca de 250ml de formol a 4% neutralizado, de modo a preservar os organismos e a impedir a predação.

Na altura da recolha de sedimentos, foram medidos os valores de temperatura, salinidade, condutividade e oxigénio dissolvido na água do canal de vazante mais próximo ou no caudal do rio, conforme apropriado, com uma sonda multiparamétrica (WTW – 340i/Set). Foram recolhidas amostras de água para determinação posterior em laboratório da concentração de nutrientes (nitratos, nitritos e fosfatos), sílica, ferro e fenóis na água, e da dureza e turbidez da mesma. Foram ainda recolhidas amostras de sedimento para determinação da granulometria e do teor de matéria orgânica. Estas determinações foram efectuadas pelo colega Pedro Vilares no âmbito do projecto NISTRACKS pelo que não são apresentados nesta tese de forma exaustiva, tendo-se apenas utilizado os valores para análise conjunta com outros parâmetros.

2.3. Triagem e identificação da comunidade de invertebrados macrobentónicos

Na chegada ao laboratório, os sacos foram armazenados em espaços secos e na ausência de luz solar, de maneira a prevenir, conjuntamente com o formol, a decomposição dos organismos e a alteração das amostras.

No laboratório, as amostras foram lavadas com água corrente através de três crivos, de malhas de 5, 1 e 0.5 mm. Existe uma grande polémica à volta de quais métodos e a malha dos crivos mais apropriada em parte devida às opiniões distintas entre os especialistas sobre a dimensão mínima dos organismos que devem ser incluídos na comunidade dos macroinvertebrados bentónicos (Baker & Wolff 1987; Pérès 1974), sendo que alguns autores recomendam, no mínimo 2 mm, a maioria dos autores utilizam, crivos com malha de 1 mm (Sousa 2003; Pardal 1995), e existem ainda autores que recomendam a malha de 0,5 milímetros. Neste estudo, seguiu-se a metodologia indicada pelo Instituto da Água, I.P. (INAG) (INAG 2008). De seguida o material que ficou retido em cada crivo foi colocado em tabuleiros brancos (para melhor visualização) e sujeito a triagem fina. Foram utilizadas algumas gotas do corante Rosa de Bengala, o qual entrando no corpo dos organismos, lhes confere uma cor rosada facilitando o processo de triagem. Os organismos separados na primeira análise foram agrupados por grupos distintos de acordo com as suas características gerais e colocados em frascos com álcool a 70% até à sua identificação.

Posteriormente, os organismos foram identificados com lupas binoculares (lupa óptica da Nikon, modelo SMZ800 e lupa óptica Nikon modelo C-DSLS) até ao nível taxonómico mais inferior possível, com recurso a algumas das várias chaves de identificação disponíveis, nas quais se baseiam também as designações mencionadas na Introdução deste trabalho (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO 2012; Tachet *et al.* 2000; Bouchard 2009). Ao longo do trabalho foram retiradas fotografias (Figuras 1 a 8) utilizando uma máquina fotográfica (Nikon DS - Digital Sight) acoplada a uma lupa binocular (Nikon SMZ800). Após a identificação, os organismos eram de novo armazenados nos respectivos frascos, com nova adição de álcool, mas desta vez a 90%, para uma preservação a longo prazo.

2.4. Análise dos dados

Após a identificação e contagem dos organismos, foi calculada a abundância, a qual foi expressa como o nº de indivíduos por unidade de superfície (m^2). Para o efeito, para cada réplica (T), foram considerados em conjunto a densidade dos indivíduos presentes em 4 amostras recolhidas em cada local. A superfície total coberta por réplica (num total de 4 réplicas por local) foi calculada a partir do diâmetro do “corer” (0,135 m), utilizando a fórmula $\pi \cdot r^2$ em que r é o raio do “corer”, sendo igual a 0.0572,5552 m^2 . Com 4 réplicas adquiridas por local, foi posteriormente efectuada a média destes 4 grupos de amostras, de forma a deduzirmos o número de indivíduos recolhidos em cada local, depreendendo a superfície total coberta pela amostragem (4 “corer”s x 4 réplicas). Com base no número de indivíduos total ou por grupo taxonómico e na área total coberta por amostragem foi calculada a abundância mensal por local, expressa em número de indivíduos por unidade superfície, doravante indicada por ind/ m^2 . A partir da abundância mensal por local, foi ainda calculada a abundância média mensal, através da média das abundâncias dos meses fevereiro, março e abril. Apesar de podermos falar em metros cúbicos, pois o “corer” possui uma profundidade de 20 cm, optou-se por transformar os dados para metros quadrados, pois assim será mais fácil de comparar com estudos prévios (Caffrey *et al.* 2011; Ilarri *et al.* 2012; Pérez-Quintero 2008; Sousa *et al.* 2005; Sousa *et al.* 2006; etc)

Procedeu-se à reorganização dos dados biológicos descritos anteriormente por métodos classificativos e ordenativos, cujo resultado é devolvido na forma de, respectivamente, dendogramas (CLUSTER) e diagramas de multi-dimensional scalling (MDS) dos locais de amostragem. O método de classificação utilizado é um método

hierárquico aglomerativo. No caso dos métodos ordenativos, o objectivo é dispor os pontos de tal modo que os mais próximos correspondam a objectos que são mais similares na composição dos descritores, o que é resumido na forma de um diagrama (Jongman *et al.* 1995). No caso específico do MDS, o sucesso da representação é medido por um coeficiente de stress, que é uma medida da ajustamento entre a ordem das distâncias entre as estações no diagrama e a ordem das (dis)similaridades correspondentes da matriz de origem (Clarke & Warwick 1994). Ambos os métodos têm por base a construção de uma matriz de similaridade entre os objectos (locais de amostragem). Estas matrizes triangulares, assim como todas as restantes baseadas em dados biológicos utilizados ao longo do trabalho, foram construídas com base no índice de Bray-Curtis aplicado aos dados transformados com raiz quadrada (indicados por defeito pelo programa informático), pois este índice lida eficazmente com os zeros e relativiza a importância das espécies mais abundantes, em relação às mais escassas. A aquisição dos dados passou pela realização da média da abundância de cada um dos grupos taxonómicos presentes nos três meses de amostragem em cada local, obtendo-se um valor para cada grupo taxonómico por local. Os locais foram posteriormente analisados entre si.

$$S_{jk} = 100 \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p |y_{ij} + y_{ik}|} \right)$$

Equação 1 - Fórmula computacional do índice de Bray-Curtis, utilizada na construção das matrizes de similaridade construídas a partir dos dados biológicos. S_{jk} é o valor de similaridade entre as amostras j e k, y_{ik} e y_{ij} serão as abundâncias da espécie i nas amostras k e j, respectivamente.

Para determinar se os grupos formados são ou não semelhantes, fez-se um teste ANOSIM. O ANOSIM é um teste construído com base num procedimento não paramétrico de permutação, aplicado à matriz de similaridade subjacente à ordenação ou classificação das amostras. Neste teste é calculado um estatístico (R) que pondera os valores de ordem da similaridade entre pares de objectos, entre e dentro dos grupos (Clarke & Warwick 1994). Se o R for igual ou menor a 0,05 os grupos são iguais. Se o R for maior que 0,05, os grupos são efectivamente diferentes e a sua similaridade é reduzida. Primeiro, realizamos o teste para cada rio, de forma a percebermos se existem diferenças significativas entre os rios Lima e o Minho. O método utilizado foi a criação de um factor - Local – com dois valores possíveis: L e M,

respectivamente, Lima e Minho. Fizemos corresponder ao valor L os locais L1, L2 e L3; e M2, M3 e Mn correspondendo ao valor M. De seguida, fizemos o teste para os agrupamentos criados pelo CLUSTER e pelo MDS, de forma a confirmarmos que existem diferenças significativas entre os grupos. Neste caso, criamos um factor que denominamos como agrupamentos.

No sentido de complementar a análise dos diagramas classificativos e ordenativos foi aplicada a funcionalidade SIMPER para todos os locais. O SIMPER calcula a contribuição de cada espécie, quer no que respeita à similaridade média de estações dentro de um grupo, quer no que respeita à dissimilaridade média entre diferentes grupos (Clarke & Gorley 2001).

2.4.1. Índices de biodiversidade

Para cada local foram utilizados vários parâmetros de diversidade, de seguida expostos em lista:

- Número total de indivíduos (N), que não sendo um parâmetro é utilizado no cálculo dos índices
- Número total de espécies (S)
- Índice de biodiversidade de Shannon (H')
- Índice de equitabilidade de Pielou (J')
- Índice de Margalef (d)
- Índice de Brillouin
- Índice de Simpson (λ)

O número total de indivíduos (N) foi calculado através da soma de todos os indivíduos de cada amostra mensal, em cada local.

O número total de espécies (S) é obtido de igual maneira, somando-se neste caso não os indivíduos, mas as espécies encontradas por período de tempo.

O Índice de diversidade de Shannon (H') é muito utilizado em estudos de ecologia, permitindo uma caracterização da diversidade de organismos numa comunidade (Torres 2005). Baseia-se na teoria da informação, medindo o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo, escolhido ao acaso, de uma amostra com um número total de espécies (S) e de (N) Indivíduos. É um índice sensível à riqueza específica da amostra e à regularidade das distribuições das

frequências, fornecendo também informação sobre a estabilidade da comunidade (Hill 1973). Por exemplo, quando a poluição aumenta, geralmente maior é o stress e maior é a instabilidade na comunidade, já que as formas de vida mais sensíveis tendem a desaparecer, e as mais tolerantes, por falta de competição, tornam-se mais abundantes. Quanto maior o valor do índice maior será a diversidade da amostra (Ilarri *et al.* 2012), sendo este valor calculado pela seguinte expressão:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Equação 2 - Índice de diversidade de Shannon.

O Índice de Equitabilidade de Pielou (J') mede a forma de distribuição de uma espécie em termos de abundância relativamente às outras presentes na comunidade (Hill 1973). Este índice varia entre 0 e 1, quando temos um valor próximo de 1 indica que há uma distribuição equilibrada da abundância pelas espécies da comunidade (Costa-Dias *et al.* 2010). Este índice está fortemente correlacionado com o número de espécies, e apenas levemente correlacionado com o número de indivíduos. Por fim, um valor próximo de zero indica que a abundância das espécies na comunidade não é equilibrada, sendo a comunidade dominada por um reduzido número de espécies (Torres 2005). Este índice é calculado pela seguinte expressão:

$$j' = \frac{H'}{H'(max)}$$

Equação 3 - Índice de equitabilidade de Pielou's, onde H' é o Índice de Shannon e H'(max), o valor máximo de H' se a abundância for igual para todas as espécies.

O Índice de Margalef (d) efectua uma estimativa da biodiversidade de uma comunidade com base no número total de espécies diferentes (S) em função do número total de indivíduos (N) (Fontoura 1989). Quanto mais alto o valor, maior será a biodiversidade (Maia-Mendes 2007), e é calculado pela seguinte expressão:

$$d = (S - 1) / \log N$$

Equação 4- Fórmula computacional do Índice de Margalef.

O Índice de Brillouin é similar ao H', mas é aplicado em casos de recolha não aleatória. Pielou (1975) recomendou este índice para todas as situações em que a recolha de amostras é não-aleatória. Como no nosso trabalho a recolha efectuada não foi totalmente aleatória (Fig.3), utilizou-se este índice para confirmação e reforço dos valores obtidos. Este índice é calculado da seguinte forma:

$$HB = \frac{\ln(N!) - \sum_{i=1}^S \ln(n_i!)}{N}$$

Equação 5 - Fórmula computacional do Índice de Brillouin.

Por último, o índice de Simpson (λ) é um índice de dominância que reflecte a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso, pertencerem à mesma espécie. Faz a comparação do número de indivíduos de cada grupo com o número total de indivíduos (Hill 1973). Este índice varia entre 0 a 1, quanto mais alto for, maior é a probabilidade dos indivíduos serem da mesma espécie (Ferreiro 2007), sendo calculado pela seguinte expressão:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Equação 6 - Fórmula computacional do Índice de Simpson.

Neste trabalho, optamos pela utilização da forma 1-Simpson ($1-\lambda$), já que esta variante é mais apropriada para amostras pequenas, tornando-se mais evidente o contributo das espécies em menor abundância, do que na fórmula normal. Ou seja, quanto maior o valor, maior será a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso, não pertencerem à mesma espécie, isto é, um valor alto indica maior biodiversidade.

De forma a complementar a informação fornecida pelos índices de biodiversidade, foram realizadas curvas de dominância completa e dominância parcial para cada local, no programa PRIMER® v.5. Estas curvas permitem-nos comparar

visual e graficamente em simultâneo, a dominância e a biodiversidade existente nas comunidades de todos os locais em estudo. Mais especificamente, as curvas de dominância cumulativas são utilizadas para visualizar e analisar a comunidade em termos brutos (Figura 29). Utilizando este processo, obtemos uma caracterização real, obviamente com uma maior expressão das espécies dominantes, em detrimento da expressão das espécies com menores valores de abundância, o que por vezes resulta em omissões de dados, igualmente importantes para uma avaliação precisa sobre o estado da comunidade. As curvas de dominância parcial possuem como principal vantagem a minimização do impacto das espécies mais abundantes (i.e. dominantes) na curva traçada, o que nos permite distinguir e extrair dados sobre a abundância das espécies menos representadas na comunidade, informação que é relevante, e que com a utilização única das curvas de dominância cumulativa seria perdida (Figura 30). Deste modo, os dois seguintes gráficos complementam-se, proporcionando dados em pormenor, sobre a distribuição dos *taxa* presentes e sobre a dominância na comunidade recolhida e analisada em cada local.

2.4.2. Índices bióticos

Com o objectivo de uma caracterização mais pormenorizada recorreu-se ao auxílio de dois índices bióticos largamente utilizados neste tipo de trabalho: o Índice Biótico Belga (IBB) (De Paw & Vanhooren 1983), e o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP') aplicado à Península Ibérica (IBMWP') (MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO 2011). Procedeu-se à aplicação destes índices para todos os locais por uma questão de uniformidade, e porque os organismos típicos de valores de salinidade mais altos não foram encontrados em grande número, nos locais mais a jusante. Contudo, alguma influência deste tipo de fauna na biodiversidade não é descartar completamente, nas análises que serão efectuadas na secção seguinte.

O IBB é um índice que se baseia na presença/ausência de espécies de macroinvertebrados bentónicos aquáticos e foi utilizado pela primeira vez em 1983 (De Paw & Vanhooren 1983). Este índice utiliza a sensibilidade específica à poluição de cada tipo de organismo como indicador biótico, permitindo simultaneamente retirar ilações sobre a diversidade das mesmas na comunidade. Os valores variam entre 0 e 10, sendo que 0 indicia uma qualidade extremamente má e 10, uma qualidade

extremamente boa. Dentro destes valores existem classes qualitativas como se pode ver no Anexo de IBB.

O IBMWP' foi utilizado oficialmente pela primeira vez em 2004, sendo uma adaptação do seu predecessor BMWP', proposto em 1988 (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988). Este autor fez a correspondência dos valores biológicos obtidos através de uma metodologia criada por Armitage *et al.* (1983) na Grã-Bretanha ao abrigo do "National Water Council", a cinco graus de contaminação e poluição da água, atribuindo um significado qualitativo a cada um deles. Tal como o IBB, este índice assume a sensibilidade específica de cada espécie à poluição, e através da presença/ausência destas, constrói uma tabela na qual pontua as espécies de 1 a 10, sendo que no valor de 1 estão, por exemplo, as oligoquetas, indicadores de má qualidade biológica e no valor 10 encontram-se espécies de Plecoptera, indicadores de muito boa qualidade biológica. Posteriormente, são somados os valores de todas as espécies presentes na comunidade, com o valor total a recair numa das classes qualitativas existentes na tabela do predecessor BMWP', aplicável aos dois índices (Alba-Tercedor 1996) (Anexo de IBMWP').

2.5. Grupos funcionais e importância de *C. fluminea*

Finalmente, realizou-se uma abordagem muito simples à influência de *C. fluminea* sobre grupos de outras espécies, (Graça *et al.* 2004; Sheron *et al.* 1993). Procedeu-se a uma análise no SPSS, de modo a determinar correlações de abundância entre os vários grupos taxonómicos encontrados, incluindo *C. fluminea*, quer positiva ou negativamente. Posteriormente, foi efectuado um agrupamento de dados de acordo com os grupos funcionais respiratórios e tróficos representativos de cada espécie. De igual forma, procuramos também estabelecer correlações entre os grupos funcionais da comunidade macroinvertebrada bêntica quanto à fisiologia respiratória e digestiva, utilizando a função Correlate -> Bivariate, do menu Analyze. Em ambos os casos, recorremos ao coeficiente de Spearman, dado que este consiste num teste não paramétrico, isto é, funciona assumindo que não existe uma distribuição normal das populações, o que é ideal para o nosso estudo, devido à possível disposição da comunidade por agrupamentos. Este último passo, envolvendo os grupos funcionais é considerado importante, devido às ilações que é possível tirar sobre as necessidades da comunidade, e sobre a qualidade biológica em cada local. Por exemplo, um ponto em que a comunidade em estudo possua predominantemente

digestão limnívora, será, em princípio, um local com baixo nível de oxigénio dissolvido na água e muita matéria orgânica, biologicamente qualificado como pobre.

Pretende-se assim perceber se é em algum destes dois registos, respiratório ou nutritivo, que *C. fluminea* interfere com os outros organismos, se interferir, ou se existem outros factores que *C. fluminea* pode alterar, e que não foram considerados no presente trabalho.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste estudo foram identificados um número total de 1974 indivíduos, distribuídos por 34 taxa, conforme indicado no Anexo Taxa encontrados. Os números das seguintes tabelas representam a abundância, ou seja, o número bruto de indivíduos recolhidos multiplicados pelas áreas dos corers conforme indicado na secção anterior. Na Figura 25, é apresentada a abundância mensal, isto é o número total de indivíduos recolhido em cada local e em cada mês por metro quadrado.

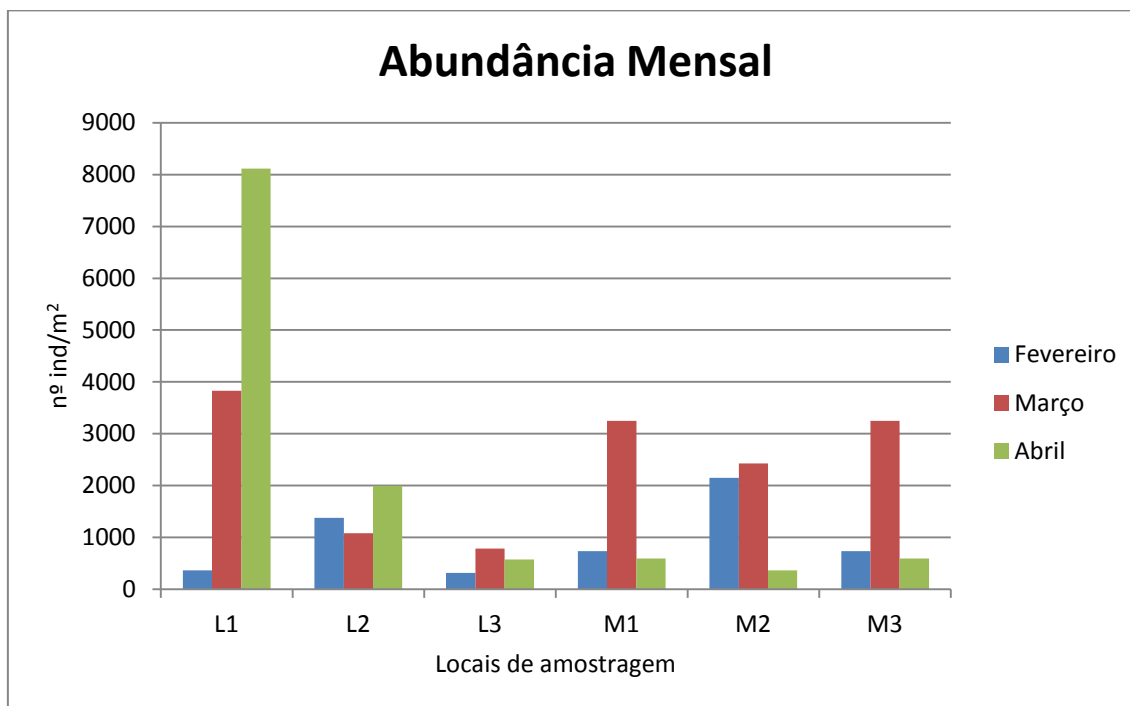


Figura 24 - Abundância mensal, expressa pelo número total de organismos por unidade de superfície (m^2) calculada para o local e mês de amostragem. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.

Na maioria dos locais obtiveram-se valores mais elevados de abundância no mês de março, incluindo-se neste grupo L3, M1, M2 e M3. Nos restantes locais, os valores mais elevados de abundância mensal ocorreram no mês de abril, e, em L1, obteve-se um valor extremamente alto. O mês de fevereiro foi o que apresentou valores de abundância menores para todos os locais, excepto em L2 e M1, em que foram obtidos números um pouco superiores ao mês de março. A progressão mensal de valores de abundância mais comum, no sentido do menor n^o ind/ m^2 para o mais elevado, foi fevereiro < abril < março. Presume-se que esta variação seja devida à temperatura, que foi mais elevada em alguns períodos do mês de março.

O maior valor de abundância está presente em L1 no mês de abril, com um resultado de 8111 ind/ m^2 . Neste local verifica-se um aumento do valor da abundância mensal quase exponencial. No mês de março e de abril, é deste local o número mais

elevado de abundância mensal, no entanto, no mês de fevereiro é um dos locais com valor de abundância mais baixo, sendo suplantado apenas pelo L3 com 472 ind/m². Os locais com os menores valores de abundância mensal são o M2, no mês de abril e o L3, mês de fevereiro, com o mesmo valor referido em cima. O L3 foi o local com o menor valor de abundância quer em fevereiro, quer em março, mas em abril obtivemos valores ligeiramente mais altos em comparação com os locais M1 e M2. O local M1 apresenta uma disparidade de valores, subindo e descendo ao longo dos meses, e a valores mensais em abril dos locais M2 e M3 sofrem uma queda abrupta. Estes resultados podem ser explicados por uma adaptação das espécies às novas temperaturas, em que se supõe o desaparecimento das espécies invernais e um relativo atraso no surgir das espécies primaveris e veraneanas.

A partir das abundâncias mensais, calculou-se a abundância total mensal por local, correspondendo à média que está indicada na Figura 26.

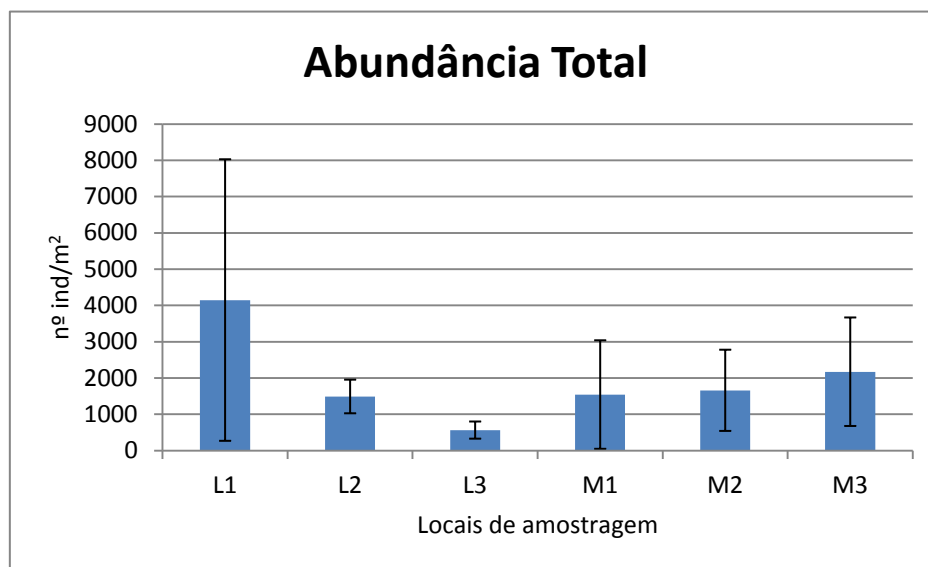


Figura 25 - Abundância total por local de amostragem calculada a partir das abundâncias totais dos meses, fevereiro, março e abril de 2012, expressa em número total de indivíduos por unidade de superfície (nº ind/m²). L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.

A abundância total mais elevada (4143 ind/m²) foi obtida em L1 e a mais reduzida em L3 (926 ind/m²), ambos no estuário do rio Lima. É de salientar os padrões distintos nos dois rios, no rio Lima os valores da abundância total diminuem no sentido jusante-montante, enquanto no rio Minho diminuem no sentido contrário. L1 é caracterizado por uma abundância muito mais elevada que os outros locais.

Em estudos já realizados (Sousa 2003; Sousa *et al.* 2006) o maior valor de abundância total obtido foi de 9856 ind/m² no rio Lima. Este valor foi verificado durante o verão, onde é normal existir uma presença maior de organismos bentónicos, devido

às condições favoráveis. Durante o nosso estudo o valor mais elevado de abundância foi obtido no mês de Abril, com um número de 8111 ind/m², o que está dentro dos valores previamente calculados para outros estudos.

Quanto ao rio Minho, os estudos que foram consultados (Lyra 2007; Sousa *et al.* 2005) indicam que os valores de abundância mensais mais elevados se situam na ordem dos 4000 ind/m². Contudo (Maia-Mendes 2007), refere a existência de números até 5032 ind/m². No presente estudo, a abundância mensal máxima no rio Minho foi encontrada no local M3, no valor de 4720 ind/m², em março. Os valores obtidos encontram-se portanto dentro do que seria espectável no rio Minho para esta variável, segundo outros estudos prévios. As pequenas variações podem ser atribuídas à execução das recolhas em baixa-mar ou perto da costa nos outros estudos (Maia-Mendes 2007; Sousa *et al.* 2005).

A partir do número de espécies presentes em cada mês nos locais, calculou-se o número de espécies total, i.e., o número de espécies presente nos três meses de amostragem. Com este fim, foram enumeradas todas as espécies encontradas nos três meses em cada local. O local com maior número de grupos taxonómicos presentes foi M1, o local mais a jusante no rio Minho, com 20 diferentes espécies, e o menor número de espécies foi registado em L3 e M2, com um número de 11 espécies diferentes, ao longo dos três meses. Podemos também verificar que o rio Minho possui um ligeiro ascendente quanto ao número de espécies presente, em relação ao rio Lima.

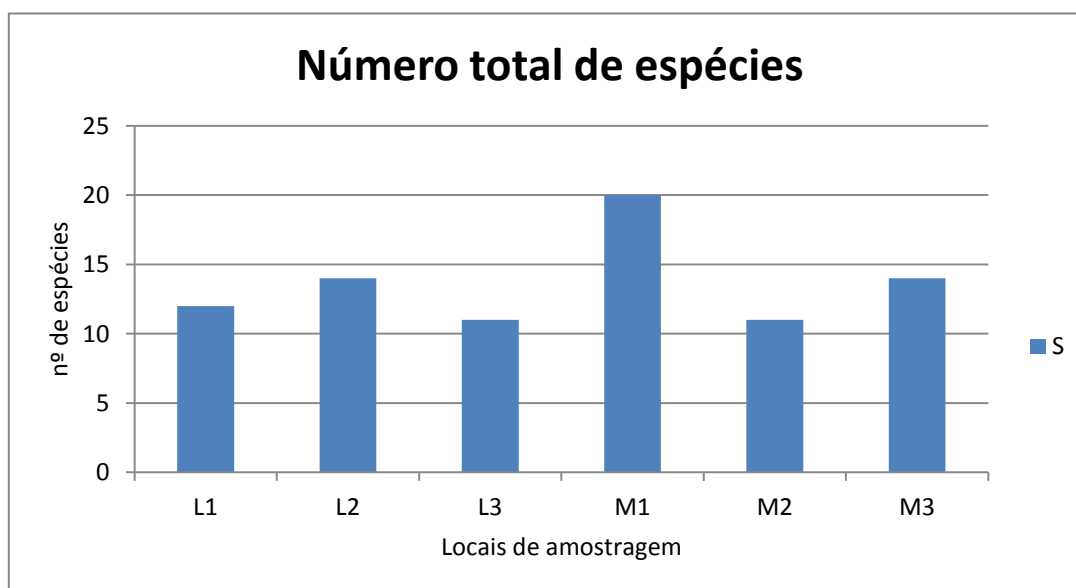


Figura 26 - Número total de espécies presentes em cada local de amostragem ao longo dos meses de fevereiro, março e abril de 2012. S – número de espécies; L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.

Noutros trabalhos efectuados no rio Lima (Costa-Dias *et al.* 2010; Sousa 2003; Sousa *et al.* 2006), os locais que foram estudados estão centrados na parte do baixo estuário do Lima, sendo que apenas no último trabalho foram utilizados pontos de amostragem perto dos escolhidos neste estudo. Como tal a comparação será feita com este, embora os outros também sejam levados em conta. No verão, Sousa *et al.* (2006) detectou um máximo de 20 espécies, junto à foz do rio, sendo que nos locais cimeiros foi registada uma amplitude de valores de apenas 4 e 1 espécies. Supomos que estes valores sejam tão reduzidos, comparativamente aos nossos, devido à provável não-inclusão da subclasse Oligochaeta ou das suas famílias. Ao efectuar-se uma subtracção dos valores relativos às oligoquetas, o número de espécies registadas neste trabalho desce para 5, 9 e 4, para L1, L2 e L3, respectivamente. Este valor ligeiramente superior alguns anos mais tarde e durante o inverno, (Costa-Dias *et al.* 2010), pode indicar uma melhoria da diversidade dos locais do rio Lima estudados, ou uma maior eficiência do nosso método de recolha.

Quanto ao Minho, os estudos que foram consultados (Lyra 2007; Maia-Mendes 2007; Sousa *et al.* 2005), indicam uma amplitude do número de espécies encontradas entre as 18 espécies encontradas perto do M1, em julho, e 2 espécies em janeiro, perto do local M2. Esta variação dos valores é consistente com os resultados produzidos por este estudo, e os nossos valores um pouco superiores podem ser explicados pelo método de recolha dos organismos, uma vez que nos estudos de outros autores foi utilizado para este efeito uma garra de Van Veen, contraposto pelo nosso “corer”; as amostragens foram realizadas em preia-mar, com recurso a um barco, contrapondo o nosso método em baixa-mar, executado nas margens, ou a uma curta distância destas; supõe-se que, com a presença da coluna de água, animais como os crustáceos, que estão em representados em grande quantidade em alguns locais, usufruem de uma maior facilidade de fuga à recolha. Segundo Sousa (2008), que amostrou todos os locais presentes no nosso estudo esta variação decrescente $M1 > M3 > M2$ do número de espécies presentes é normal, sendo os seus valores mais elevados devido à colheita ter sido efectuada no mês de julho.

3.1. Análise integrada comparativa dos locais

A comparação da diversidade das comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes nos diversos locais, durante o período de estudo, foi efectuada com base numa matriz de similaridade de Bray-Curtis (Tabela 4), a qual está representada na forma de dendograma na Figura 27. Na representação MDS das

similaridades, juntando os locais com valores iguais ou superiores a 60% (Figura 28), permite visualizar um grupo (Grupo 4) constituído pelos locais L1 e L2 ambos no rio Lima, um segundo grupo (Grupo 2) que inclui os locais M1 e M2 no rio Minho, aparecendo os locais L3 (Grupo 3) e M3 (Grupo 1), os mais a montante no rio Lima e no rio Minho, respectivamente, isolados e cada um deles separado de todos os outros. É interessante notar que os locais mais a montante em cada um dos rios (L3 e M1), caracterizam, cada um, um grupo, e os locais mais a jusante formam outro grupo, em cada rio (L1 e L2; M1 e M2). Todos os grupos são estatisticamente diferentes entre si, tal como indicado pela funcionalidade ANOSIM efectuada e cujos resultados são apresentados mais à frente. Os grupos taxonómicos que mais contribuem para as diferenças entre os grupos foram identificados através do SIMPER.

Tabela 3 - Matriz de similaridade de Bray-Curtis, comparando a similaridade das comunidades dos diferentes locais. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.

	L1	L2	L3	M1	M2	M3
L1						
L2	61,66705					
L3	48,97985	57,13899				
M1	37,64422	41,99755	56,89582			
M2	50,87289	52,66033	55,588	60,4403		
M3	26,46295	32,54903	43,85033	55,07704	43,98412	

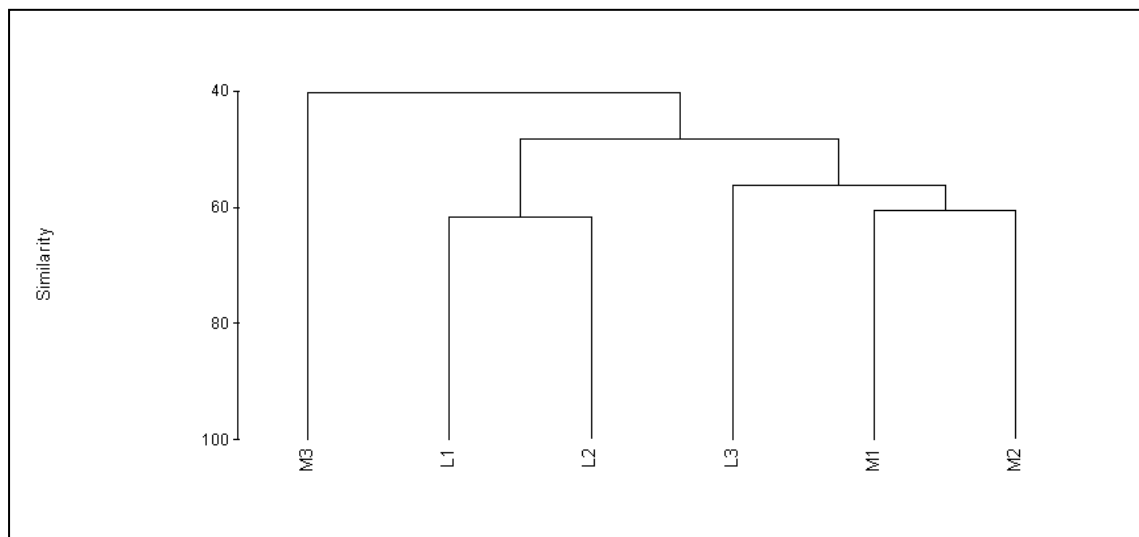


Figura 27 - Dendrograma representando as percentagens de similaridade das comunidades presentes nos locais de amostragem ao longo do período de estudo. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.

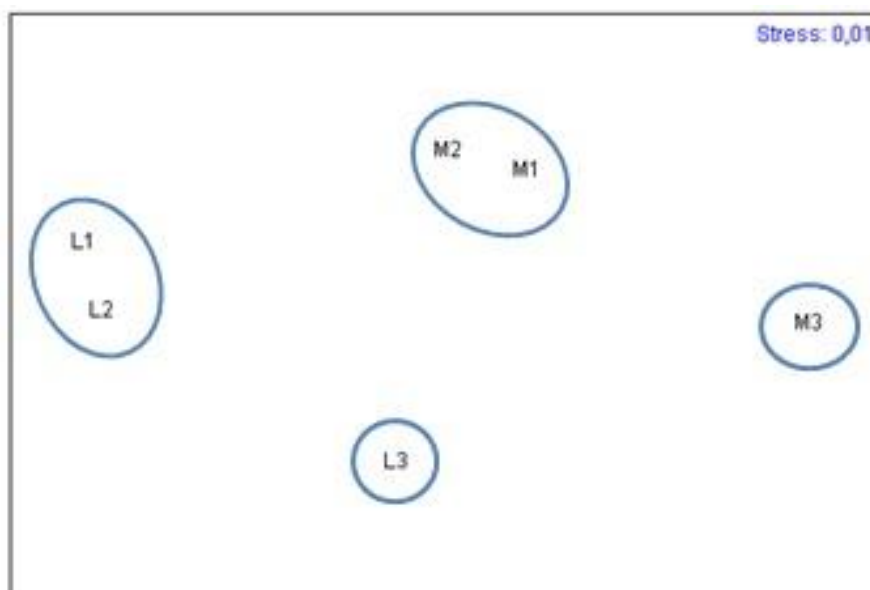


Figura 28 - MDS representando as similaridades das comunidades presentes nos locais de amostragem ao longo do período de estudo. Nos círculos a azul encontram-se os locais que entre si obtiveram valores de similaridade superior a 60%. L1, L2 e L3 – locais de amostragem no rio Lima; M1, M2 e M3 – locais de amostragem no rio Minho.

Tendo em conta estes pressupostos e os agrupamentos efectuados foram realizadas as funcionalidades ANOSIM, primeiro comparando os rios, e depois os grupos formados, e SIMPER, em que foram obtidos os seguintes valores:

Tabela 4- Teste ANOSIM realizado para a verificação de diferenças entre o rio Lima e o rio Minho, a partir da criação de um factor comum ao trio de locais de cada rio.

<i>Factor: Local</i>
L
M
<i>Global Test</i>
Sample statistic (Global R): 0,63

O nosso R global é de 0,63. Rejeitamos a hipótese de que estes rios são iguais, e concluímos com auxílio da tabela retirada de SIMPER, apresentada mais à frente, que são na verdade, bem diferentes, quanto à estrutura da comunidade macrobiótica. De seguida, decidimos testar os agrupamentos. Como os grupos 1 e 3 são compostos apenas por um local, foram usados os valores do local para cada mês, de modo, a podermos comparar eficazmente as similaridades entre grupos. Neste

caso o factor a ser utilizado foi denominado como agrupamentos, e possuía os valores 1, 2, 3, 4. As correspondências e os resultados podem ser conferidos em baixo:

Tabela 5 - Teste ANOSIM realizado para a comprovação de diferenças entre os agrupamentos dados pelo índice de Bray-Curtis. Foram utilizados valores mensais de cada local.

Sample statistic (Global R): 0,604					
Groups	R Statistic	Sig. Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
4, 3	0,438	4,8	84	84	4
4, 2	0,657	0,2	462	462	1
4, 1	0,975	1,2	84	84	1
3, 2	0,191	20,2	84	84	17
3, 1	1,	10,	10	10	1
2, 1	0,488	3,6	84	84	3

Nesta tabela, o que se analisa principalmente é o valor do R estatístico obtido no cruzamento entre os agrupamentos. Como é possível atestar, sendo que nenhuma vez o R estatístico é menor que o valor de significância, todos os grupos são realmente diferentes entre si, isto é, possuem uma grande dissimilaridade em relação aos outros, logo estes agrupamentos estão confirmados.

Recorrendo ao teste SIMPER, podemos facilmente entender o porquê destes resultados, e o porquê de estes locais serem ou não similares. Na tabela seguinte, apenas estão presentes os valores de abundância média, similaridade média, desvio padrão da similaridade, contribuição para a comunidade e a contribuição cumulativa para a comunidade.

Tabela 6 - Análise da contribuição das espécies para a comunidade macrobêntica em cada local, utilizando a função SIMPER, no programa PRIMER®.

L1					
Taxa	Abund Med.	Sim Med.	Sim/DP	Contrib%	Cum.%
<i>Corophium multisetosum</i>	3933,56	24,50	0,79	92,72	92,72
<i>Haplotaxidae</i>	58,28	0,80	0,58	3,04	95,76
<i>Casulos Trichoptera</i>	17,48	0,50	1,87	1,90	97,66
<i>Oligochaeta</i>	87,41	0,48	0,58	1,82	99,48
<i>Corbicula fluminea</i>	17,48	0,14	0,58	0,52	100,00

L2

Taxa	Abund Med.	Sim Med.	Sim/DP	Contrib%	Cum.%
<i>Corophium multisetosum</i>	973,19	61,96	4,04	91,80	91,80
<i>Oligochaeta</i>	75,76	3,08	3,21	4,57	96,37
<i>Dryops</i>	23,31	0,69	0,58	1,02	97,39
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	11,66	0,38	0,58	0,56	97,95
<i>Chironomidae</i>	23,31	0,35	0,58	0,51	98,46
<i>Ceratopogonidae</i>	17,48	0,35	0,58	0,51	98,98
<i>Casulos Trichoptera</i>	29,14	0,35	0,58	0,51	99,49
<i>Corbicula fluminea</i>	23,31	0,35	0,58	0,51	100,00

L3

Taxa	Abund Med.	Sim Med.	Sim/DP	Contrib%	Cum.%
<i>Oligochaeta</i>	122,38	21,98	4,29	42,18	42,18
<i>Haplotaxidae</i>	169,00	14,21	7,64	27,26	69,44
<i>Chironomidae</i>	81,59	4,79	2,07	9,18	78,62
<i>Corophium multisetosum</i>	69,93	3,96	4,15	7,60	86,22
<i>Corbicula fluminea</i>	58,28	3,14	4,29	6,03	92,25
<i>Casulos - Trichoptera</i>	23,31	2,02	0,58	3,88	96,12
<i>Ceratopogonidae</i>	17,48	1,01	0,58	1,94	98,06
<i>Lumbricidae</i>	17,48	1,01	0,58	1,94	100,00

M1

Taxa	Abund Med.	Sim Med.	Sim/DP	Contrib%	Cum.%
<i>Corbicula fluminea</i>	681,82	30,49	1,51	77,23	77,23
<i>Cyathura carinata</i>	75,76	3,12	0,79	7,91	85,14
<i>Oligochaeta</i>	320,51	2,51	1,54	6,35	91,49
<i>Haplotaxidae</i>	52,45	1,69	1,97	4,27	95,76
<i>Corophium multisetosum</i>	40,79	0,57	0,58	1,44	97,20
<i>Lumbricidae</i>	29,14	0,55	0,58	1,38	98,59
<i>Ceratopogonidae</i>	11,66	0,28	0,58	0,72	99,31
<i>Casulos Trichoptera</i>	17,48	0,27	0,58	0,69	100,00

M2

Taxa	Abund Med.	Sim Med.	Sim/DP	Contrib%	Cum.%
<i>Corbicula fluminea</i>	506,99	18,34	5,04	44,95	44,95
<i>Corophium multisetosum</i>	675,99	10,98	0,65	26,91	71,86
<i>Oligochaeta</i>	110,72	4,44	3,73	10,87	82,73
<i>Chironomidae</i>	221,45	3,71	20,44	9,10	91,83
<i>Haplotaxidae</i>	104,90	1,93	0,58	4,74	96,56
<i>Lumbricidae</i>	52,45	0,97	0,58	2,37	98,93
<i>Lumbriculidae</i>	11,66	0,44	0,58	1,07	100,00

M3

Taxa	Abund Med.	Sim Med.	Sim/DP	Contrib%	Cum.%
<i>Corbicula fluminea</i>	780,89	24,20	6,04	47,88	47,88
<i>Valvata</i>	343,82	6,91	0,99	13,66	61,54
<i>Haplotaxidae</i>	396,27	6,69	0,81	13,23	74,77
<i>Myxas glutinosa</i>	151,52	4,99	1,11	9,87	84,65
<i>Oligochaeta</i>	227,27	4,42	4,19	8,74	93,38
<i>Enchytracidae</i>	40,79	1,69	4,39	3,34	96,72
<i>Dryops</i>	40,79	0,63	0,58	1,24	97,96
<i>Lumbricidae</i>	23,31	0,61	0,58	1,22	99,18

Comparando os rios Lima e Minho, são observadas diferenças nos *taxa* que mais contribuem para a composição da comunidade: no Lima predominam os *taxa* *Corophium multisetosum* (L1, L2) e os Oligochaeta (L3); já no Minho, a espécie que mais contribui para as diferenças de similaridade é *C. fluminea*. Realizando uma análise local a local, na qual se isolam apenas duas ou três espécies com maior contribuição para a comunidade estudada, são notórias as similaridades entre estes.

No rio Minho, o *taxa* com maior contribuição para a comunidade em todos os locais é o bivalve *C. fluminea*. No Minho 1, este *taxa* regista a sua maior contribuição para a comunidade, onde o seu valor ascende aos 77,23%. Em comparação, o segundo valor mais elevado de contribuição, na condição de principal *taxa*, verifica-se no Minho 3, quedando-se pelos 47,88%, o que realça ainda mais a importância deste bivalve em M1. Tanto no Minho 1 como no Minho 2, a segunda espécie com maior contribuição pertence ao subfilo Crustacea. No caso do Minho 1 a espécie é *Cyathura carinata* e no caso do Minho 2 é *Corophium multisetosum*. O terceiro *taxa* com maior contribuição para a composição da comunidade em ambos os locais foi Oligochaeta, o que torna estes locais semelhantes. Efectuando uma comparação entre estes dois locais e o Minho 3, a principal diferença se foca-se nos gastrópodes, que neste último local ocupam a segunda e quarta posição de *taxa* com maior contribuição para a composição da comunidade. Assim, a presença rara de gastrópodes, a presença significativa de crustáceos definem o Grupo 2 – M2 e M1. Contrapondo, a presença muito forte de gastrópodes, a ausência de crustáceos definem o Grupo 1 – M3.

Nos locais L1 e L2, o *taxa* com maior contribuição é o crustáceo *Corophium multisetosum*, registando-se uma ocorrência de valores acima dos 90%. Quanto a L3, os principais *taxa* pertencem todos à subclasse das oligoquetas, também com uma presença significativa de dípteros Chironomidae. De realçar, que o único local no Lima em que *C. fluminea* possui um valor contributivo expressivo é L3. Desta forma, a enorme contribuição do crustáceo *Corophium multisetosum*, seguido de uma contribuição de 4% das famílias pertencentes às oligoquetas, e ausência de uma presença assinalável de *C. fluminea* caracterizam o Grupo 4 – L1 e L2. A contribuição forte das oligoquetas, com quase 50% da comunidade, a forte presença de Chironomidae e a assinalável contribuição, relativamente aos outros locais no Lima, de *C. fluminea*, caracterizam o Grupo 3 – L3. Os locais L3 e M3 podem diferenciar-se dos restantes, principalmente, pela maior granulometria do sedimento e pela existência de vegetação junto à linha de água e subaquática, verificando-se nestes uma forte presença de gastrópodes e oligoquetas, que utilizam a vegetação como fonte de nutrição, postura de ovos, habitat, etc (Fontoura 1989).

3.2. Curvas de dominância

As curvas de dominância fornecem informação sobre a distribuição das espécies numa comunidade. Através do ponto de início e da amplitude da curva é possível extrair informação sobre a dominância exercida na comunidade por um ou dois *taxa*, ou se a abundância da comunidade está bem distribuída pelos *taxa* presentes nesta.

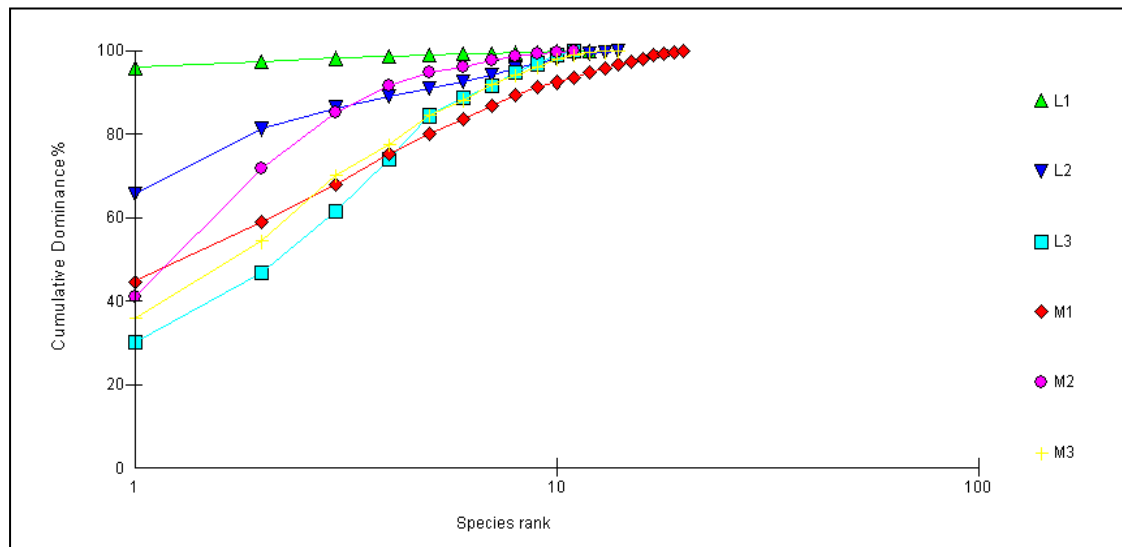


Figura 29 - Gráfico comparativo das curvas de dominância cumulativa expressas para cada local, obtidas através dos dados de abundância total de cada espécie para cada local ao longo dos três meses de amostragem efectuados.

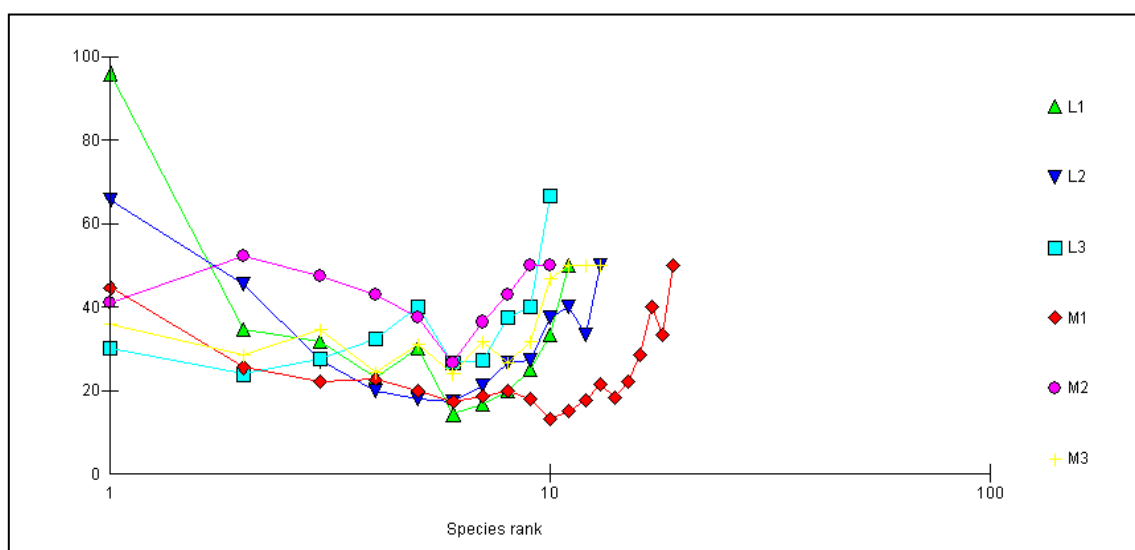


Figura 30 - Gráfico comparativo das curvas de dominância parcial expressas para cada local, obtidas através dos dados de abundância total de cada espécie para cada local ao longo dos três meses de amostragem efectuados.

Dos gráficos representados, podemos concluir que o local onde exist uma maior dominância na comunidade por uma ou duas espécies é o Lima 1, e o que apresenta uma maior distribuição de abundâncias por número de espécies presentes, ou seja a comunidade que sofre menor dominância, é o Lima 3.

De facto, podemos observar que a curva expressa pela comunidade no Lima 1 na Figura 29, aproxima-se de uma recta, pois o seu valor inicial é de cerca de 90% (espécie mais dominante - *Corophium multisetosum*). Este facto pode indicar uma poluição significativa, pois este tipo de curvas, onde só algumas espécies proliferam abundantemente, em detrimento das outras espécies é usual em locais caracterizados por forte contaminação (Clarke & Warwick 1994). Embora numa escala menor, o mesmo se adequa a L2, cujas curvas foram representadas a um nível superior em relação a quase todos os outros locais, excepto Lima 1, o que indica forte dominância neste local. De realçar, que os locais onde as comunidades são caracterizadas por possuírem uma menor dominância de espécies mais abundantes sobre as outras, são o Lima 3 e o Minho 3, precisamente os locais mais a montante em cada um dos rios.

No local M1, parece existir uma menor dominância na comunidade por parte de uma espécie, contrapondo com o local M2. Seria esperado que a dominância de uma ou duas espécies se intensificasse para jusante, pois quanto maior o número de actividades antropogénicas, maior o número de possíveis fontes de poluição (Graça & Coimbra 1998), tal como se verifica no rio Lima. Contudo, utilizando também os dados fornecidos pelo teste SIMPER, depreende-se que, apesar de uma maior dominância por parte da espécie mais representativa (*C. fluminea*) no Minho 1 em relação ao Minho 2, existe uma melhor distribuição de abundâncias nos restantes taxa no primeiro local, quando comparado com o segundo. Existem duas explicações plausíveis para esta ocorrência: a primeira prende-se com a presença do rio Louro um pouco acima do local Minho 2. É possível que este rio esteja poluído e a sua convergência com o rio Minho poucos quilómetros acima deste local, poderá estar a afectar a comunidade e a qualidade biológica (Sousa *et al.* 2007). A segunda explicação está ligada à influência da maré. Ao estar localizado bastante mais a jusante que os outros dois pontos, é possível que o Minho 1 sofra uma maior influência da maré, com tudo o que isso acarreta - aumento da salinidade, diluição da poluição. Em junção a estes dois factores, normalmente existem organismos estuarinos, que podem subir o rio com o auxílio da maré, colonizando esses locais mais a montante no estuário, contribuindo assim para o aumento da biodiversidade, e diminuição da dominância por parte das espécies mais abundantes (Costa-Dias *et al.* 2010; Kraufvelin 2008).

3.3. Parâmetros de biodiversidade

3.3.1. Índices de biodiversidade

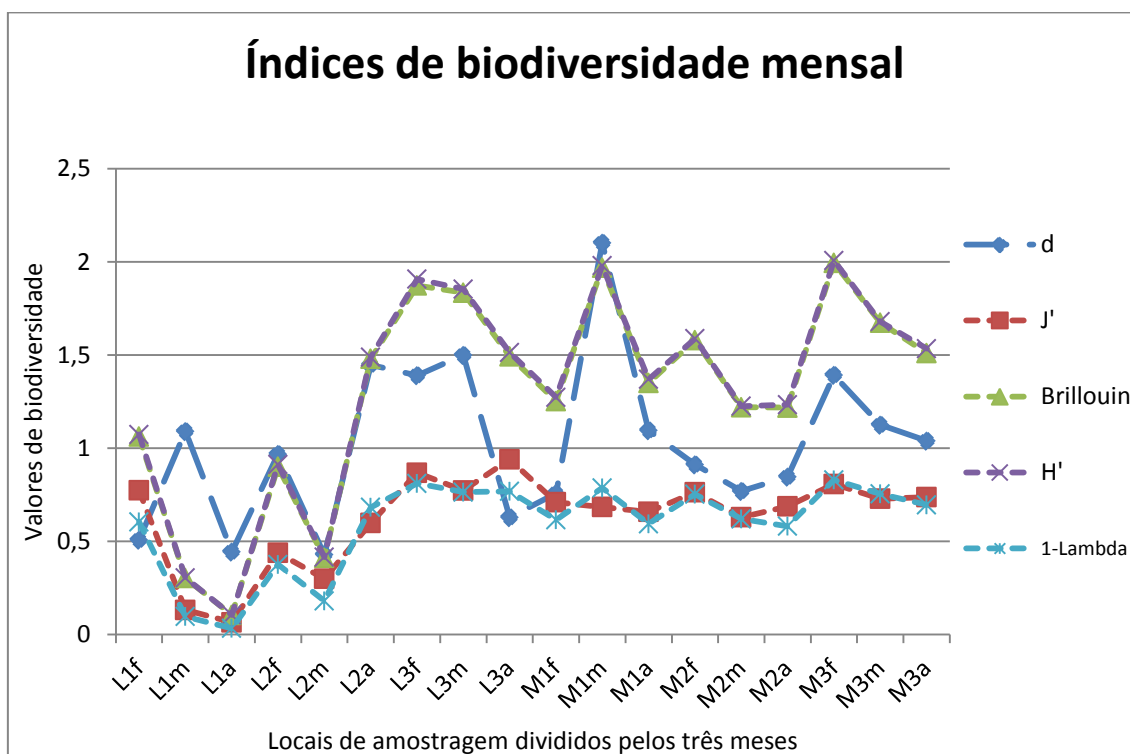


Figura 31 - Valores mensais expressos pelos índices de biodiversidade para cada um dos locais, obtidos através da aplicação dos índices aos valores de abundância mensal de todas as espécies presentes em cada local. L1, L2, L3 – Locais do rio Lima; M1, M2, M3 – Locais do rio Minho. f – Fevereiro, m – Março; a – Abril. d – Margalef; J' – Pielou; H' – Shannon; Lambda - Simpson.

Em alguns locais registaram-se quebras nos valores dos índices em março, outros em abril, e de forma mais rara, o valor mais baixo dos índices verifica-se em janeiro. Isto poderá dever-se a um período de adaptação de algumas espécies a temperaturas mais quentes, e ao retardamento da presença de espécies tipicamente primaveris. Neste ano não se verificaram condições climatológicas como seriam esperadas, sendo o mês de Abril mais frio do que alguns períodos de Março.

Uma análise detalhada aos valores de biodiversidade em cada local pode ser efectuada na Figura 32 (confrontar com o Anexo dos índices de biodiversidade). Numa análise geral verifica-se que existem dois pares de índices que possuem quase os mesmos valores: o índice de Shannon e o índice de Brillouin, o índice de Pielou e a forma utilizada do índice de Simpson.

Sobre as semelhanças nos resultados do índice Shannon e do Índice Brillouin, a definição dos índices, como já foi dito na secção material e métodos, difere apenas na aleatoriedade ou não da amostragem. Foi decidida a utilização de ambos os índices de forma a perceber se porventura, existiriam diferenças resultantes de considerar que a recolha foi efectuada com ou sem aleatoriedade, pois apesar de a nossa intenção ter sido a de uma recolha não-aleatória (Figura 24), amostrar precisamente o mesmo ponto em todos os meses é impossível, o que poderia levar a algumas flutuações aleatórias nos valores. Então, a nossa intenção foi descobrir se existem flutuações nos valores ao escolhermos a via da aleatoriedade. O que os resultados nos mostram é que não existem diferenças, quer encaremos a amostragem como aleatória ou não.

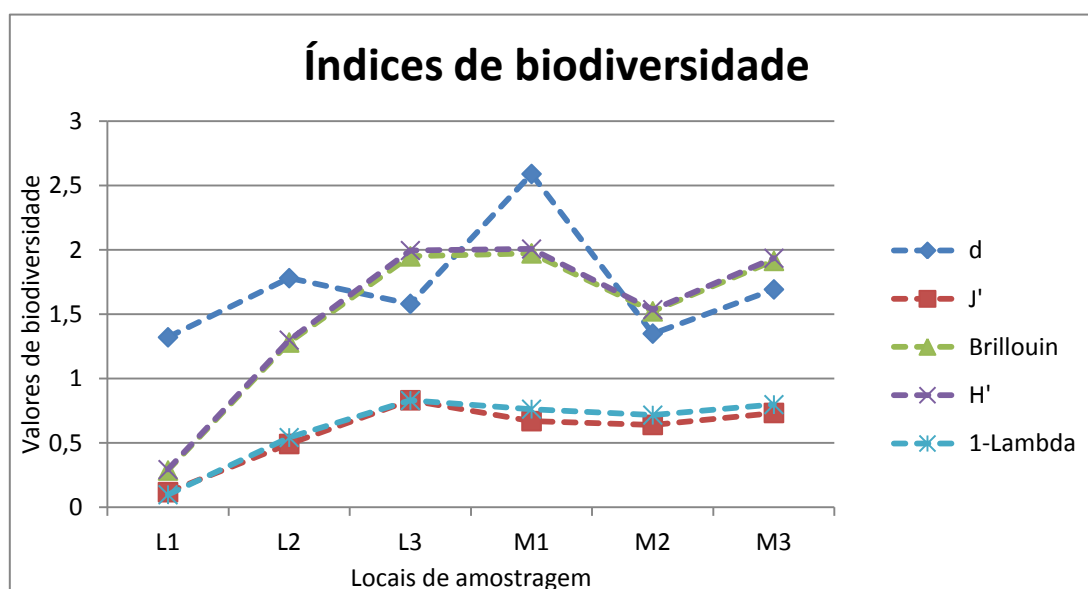


Figura 32 - Valores totais expressos pelos índices de biodiversidade para cada um dos locais, obtidos através da aplicação dos índices aos valores de abundância totais de todas as espécies presentes em cada local. L1, L2, L3 – locais do rio Lima; M1, M2, M3 – locais do rio Minho.

Existem também semelhanças nos resultados dos índices de Pielou e de 1-Simpson, embora sejam menos significativas do que as verificadas entre os outros dois índices supracitados. A similaridade das curvas é explicável pela definição dos dois índices. O índice de equitabilidade é um forte indicador do número de espécies presente, o que expressa valores fortemente ligados à diversidade. O índice de Simpson, na sua fórmula inicial, é um indicador de dominância em que os valores mais altos seriam expressos em locais com uma forte presença de uma ou duas espécies em detrimento das outras, pois representam a probabilidade de dois indivíduos pertencerem à mesma espécie. No entanto, foi aplicada a transformação 1-Simpson, sendo esta mais adequada e precisa para amostras de pequeno tamanho (Clarke & Gorley 2001). Ao aplicar esta transformação, inverte-se a definição do seu resultado.

Esta passará a ser parecida à definição do índice de Pielou, ou seja, os valores mais elevados serão atribuídos a locais com menor dominância na comunidade, isto é, o resultado da aplicação do índice de Simpson passa a estar directamente mais correlacionado com o número de espécies do que com o número de indivíduos, tal como o índice de Pielou.

Quanto aos locais, verificam-se valores mais elevados de biodiversidade no rio Minho que no rio Lima, o que seria esperado tendo em conta pesquisa bibliográfica efectuada previamente a este trabalho. Contudo, no índice de Margalef o valor mais elevado é atingido em M1; nos índices de Shannon e Brillouin os valores mais elevados verificam-se no L3, registando-se em M1 valores muito próximos deste; e nos índices de Pielou e de Simpson, os valores mais altos ocorreram em L3, com M3 a apresentar o segundo valor mais elevado. Em todos os índices os valores mais baixos foram calculados para L1, com a curiosidade de M2 também expressar valores muito baixos, quando aplicado o índice de Margalef.

No rio Lima, os valores de biodiversidade tendem a aumentar no sentido jusante-montante (Lima 3>Lima 2>Lima 1), excepto o índice de Margalef, cujo valor mais alto foi expressado no local Lima 2. Conforme foi explicado na secção anterior, a estabilidade da comunidade tende a aumentar para montante, pois os factores antropogénicos, tal como a variação da salinidade, terão um impacto menor. Os valores adquiridos através do índice de Margalef, sofrem uma logaritmização do número total de indivíduos (N). Ao executarmos um gráfico log N, para todos os locais, a curva torna-se mais suave do que a curva de um gráfico N. Apesar de o número de indivíduos da comunidade ser muito maior em L1 do que em L2, e muito menor em L3 do que em L2, este factor é relativizado pela transformação, (aliado ao facto, do número de espécies ser maior em L2 do que nos outros locais do Lima), o valor de L2 ser o mais elevado do índice de Margalef é lógico, uma vez que este índice apenas lida com estes dois factores. Em L3, apesar de ter um número de espécies menor (11), o número de indivíduos é também muito menor, quando confrontado com os outros locais, caracterizando esta comunidade como a mais pequena, i.e., a que possui menor abundância, mas com grande biodiversidade, relativamente ao tamanho que tem. Os resultados dos índices e dos outros testes, confirmam esta hipótese.

Quanto ao rio Minho, os valores não variam tanto como no rio Lima, exceptuando o índice de Margalef que tem um pico de valores no local Minho 1. Nos restantes índices os valores são muito similares, notando-se no entanto uma leve tendência de aumento dos valores de biodiversidade no sentido Minho 1 > Minho 3 > Minho 2. Nos índices de Pielou e Simpson, o Minho 3 apresenta um ligeiro ascendente

em relação aos outros locais, o que indicia uma melhor distribuição do número total de indivíduos por todos os *taxa* presentes. Neste caso, M1 sofre uma diminuição dos valores destes dois índices devido à contribuição que *C. fluminea* possui na comunidade (77%). M2 sofre de igual quebra de valores de diversidade, pois embora *C. fluminea* contribua para a comunidade com valores similares aos obtidos para M3 (cerca de 45%), em M2, o crustáceo *Corophium multisetosum* contribui com 25% da comunidade, sendo que apenas os restantes 30% são repartidos pelo resto das espécies. Quanto aos índices Brillouin e Shannon, o maior valor foi obtido no M1, devido ao maior número de espécies, em relação a M3 – 20 e 14, respectivamente – o que aumenta o grau de incerteza pelo qual se regem estes índices. Igualmente pelo facto de o número de espécies ser notoriamente maior que em M3 e no M2, (aliado à logaritmização do valor do número de indivíduos, que suaviza as diferenças entre os locais), se explica a tão discrepante diferença de valores entre M1 e M2, e a aproximação dos valores obtidos para M1 e M3.

Em comparação com outro estudo efectuado no rio Minho (Sousa 2008), os valores dos índices de biodiversidade de Shannon e de Pielou não são muito diferentes, tendo em conta que a recolha de material biológico neste estudo foi realizada no mês de julho. Sousa obteve uma amplitude de valores de H' entre 2,7 e 1,2 e uma amplitude de valores de J' entre 0,84 e 0,41. Neste trabalho, a amplitude de valores mensais de H' variou entre 2,0 e 1,2 e os valores mensais de J' variaram entre 0,81 e 0,63. Ou seja, como o índice J' está mais correlacionado com o número de espécies, podemos inferir que no nosso período de amostragem existe uma melhor distribuição de uma menor abundância. Tal como no nosso estudo, os valores de Sousa (2008) parecem mais elevados nos locais do baixo estuário, decrescem no médio estuário, e aumentam de novo na parte superior do estuário do rio Minho.

Em relação ao rio Lima, Sousa *et al.* (2006) publicou valores mensais máximos de 0,74 e valores mensais mínimos de 0,00 para o índice H' , e uma amplitude de valores entre 0,81 e 0,00 para o índice J' . No nosso trabalho, os valores mensais de H' variaram entre 0,91 e 0,10, e para o índice J' entre 0,94 e 0,07. Mais uma vez supomos que os nossos valores de biodiversidade ligeiramente superiores o sejam devido às diferenças entre técnicas e estratégia de amostragem, e/ou inclusão de famílias da subclasse Oligochaeta na análise, e/ou os nossos locais de amostragem estarem um pouco mais a montante relativamente a este estudo.

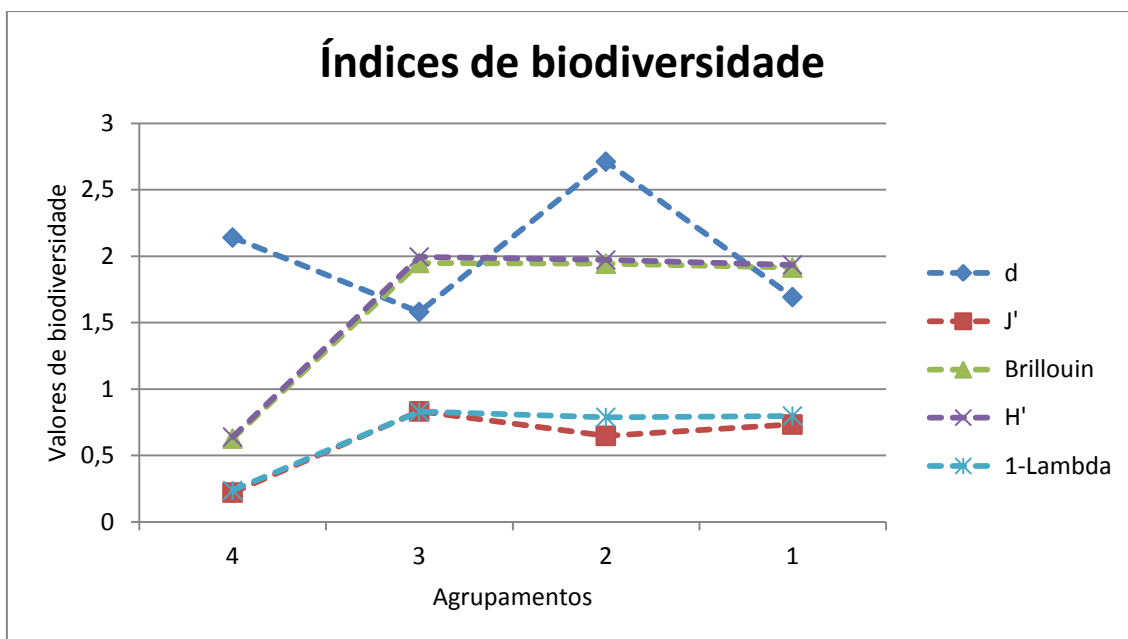


Figura 33 - Valores totais expressos pelos índices de biodiversidade para cada um dos agrupamentos definidos por similaridade acima dos 60%, obtidos através da aplicação dos índices aos valores de abundância totais de todas as espécies em cada agrupamento. 4 – L1 e L2; 3 – L3; 2 – M2 e M3; 1 – Mn.

Esta análise é realizada uma vez que os grupos formados não envolveram locais dos dois rios, limitando-se a agrupar locais a jusante e a montante de cada rio. Desta forma tentamos inferir se a biodiversidade é maior a jusante ou a montante da zona estuarina de água doce dos rios. Numa primeira apreciação, vemos claramente que os melhores grupos são 3, 2 e 1, sendo que o Grupo 4 é o pior.

No Grupo 4, foram calculados, invariavelmente, valores mais reduzidos do que nos outros grupos, uma vez que os locais Lima 1 e 2 estão aqui incluídos, e expressaram os valores mais baixos de todos na análise anterior. Neste grupo é interessante verificar que, usufruindo da boa pontuação do Lima 2 no Índice de Margalef, o valor do Grupo 1 é maior que o do Grupo 3 e do Grupo 4. Os Grupos 3 e 1 obtêm valores muito similares em todos os índices. Embora com um pequeno ascendente a favor do Grupo 3 nos dados obtidos pelos índices de Pielou, Brillouin, Shannon e Simpson, o Grupo 1 apresenta um ascendente mais visível no índice de Margalef. Quanto ao Grupo 2, os seus valores dos quatro últimos índices são muito similares ao Grupo 3 e 1, denotando-se contudo, um ascendente no valor obtido no Índice de Margalef, provavelmente devido à inclusão do Minho 1 neste grupo. O Grupo 2 parece ser o agrupamento em que se verifica maior diversidade.

Resumindo:

Tabela 7 - Quadro-resumo sobre os locais com valores mais altos e mais baixos de biodiversidade atingidos nos índices.

	Locais		Grupos	
	Valor +	Valor -	Valor +	Valor -
Margalef (d)	<i>M1</i>	<i>L1/M2</i>	<i>Grup.2</i>	<i>Grup.4</i>
Pielou (J')	<i>L3</i>	<i>L1</i>	<i>Grup.3</i>	<i>Grup.4</i>
Brillouin	<i>M1</i>	<i>L1</i>	<i>Grup.3</i>	<i>Grup.4</i>
Shannon (H')	<i>M1</i>	<i>L1</i>	<i>Grup.3</i>	<i>Grup.4</i>
Simpson (1-λ)	<i>L3</i>	<i>L1</i>	<i>Grup.3</i>	<i>Grup.4</i>

Apesar de o Minho 3 (Grupo 1) não estar representado nesta tabela, os seus valores foram sempre dos mais elevados, como se pode perceber, no Anexo dos Índices de biodiversidade. Os locais com as melhores pontuações nos variados índices estão situados no rio Minho - embora o Minho 1 possa ter beneficiado da presença de fauna de transição estuarina - e a montante do rio Lima. Os valores da biodiversidade decaem a jusante do Lima, sendo o local Lima 2 pior que os supracitados, e o local Lima 1 o que tem os valores de biodiversidade mais reduzidos de todos. De forma geral, podemos dizer que os locais a montante possuem uma maior biodiversidade que os locais a jusante, na generalidade dos índices. Nos grupos a jusante dos rios, a biodiversidade é inferior, embora esta ocorrência seja mais notória no rio Lima que no rio Minho, onde os valores dos índices decrescem pouco, em comparação com os valores adquiridos a montante do rio, revelando alguma constância.

3.3.2. Índices bióticos

A aplicação do índice IBB (Índice Biótico Belga) (De Paw & Vanhooren 1983) e IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) (Alba-Tercedor 1996) serve o propósito de avaliar a qualidade biológica da água, baseando-se na comunidade em estudo, i.e., a comunidade macroinvertebrada bêntica. De forma a eliminar erros de amostragem ou contaminação das amostras, todos os *taxa* que manifestaram uma rara presença nos respectivos locais foram removidas desta análise, p.e., recolha de apenas 1 ou 2 indivíduos de um *taxa* nos 3 meses, no respectivo local. Este índice já

foi utilizado em Portugal com sucesso, e é por esta razão aplicado neste estudo (Graça & Coimbra 1998; Peixoto 2008; Rocha 2001). Para o seu cálculo, extrai-se o número total de Unidades Sistemáticas (U.S.) em cada local (número de *taxa*), e encontra-se o valor biológico: ao cruzar o número total de U.S. (Tabela 9) com o grupo faunístico de maior pontuação biológica encontrado no local através tabela do Índice Biótico Belga (Tabela 10); esse valor biológico é depois inserido numa classe qualitativa no Tabela Qualitativa do IBB (Tabela 11), o que resulta numa avaliação da qualidade biológica da água (Tabela 12).

Tabela 8 - Tabela usada para o cálculo do Índice Biótico Belga (adaptado de De Pauw & Vanhooren, 1983).

Grupos faunísticos	Nº total de U.S.				
	<i>0-1</i>	<i>2-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-15</i>	<i>>16</i>
	Índices bióticos				
Plecoptera	-	7	8	9	10
Trichoptera	5	6	7	8	9
Ephemeroptera	4	6	5	7	8
Gammaridae/Mollusca	3	4	5	6	7
Hirudinea/Spharidae	2	3	4	5	6
Tubificidade/Chironomidae	1	2	3	-	-
Eristalinae	0	1	1	-	-

Tabela 9 - Valores Biológicos obtidos através da Tabela IBB.

	Lima 1	Lima 2	Lima 3	Minho 1	Minho 2	Minho 3
U.S.	9	12	9	18	9	12
Valor IBB	5	6	5	7	5	6

Tabela 10 - Tabela ilustrativa do número de Unidades Sistemáticas (U.S.) encontradas nos locais ao longo de fevereiro, março e abril de 2012.

Locais	U.S.
L1	9
L2	12
L3	9
M1	18
M2	7
M3	12

Tabela 11 - Tabela Qualitativa do Índice IBB (adaptada de De Pauw & Vanhooren, 1983)

Classe	Índice Biótico	Significado	Cor representativa
I	10-9	Água não poluída	Azul
II	8-7	Ligeiramente poluída	Verde
III	6-5	Moderadamente poluída	Amarelo
IV	4-3	Muito poluída	Laranja
V	2-1-0	Fortemente poluída	Vermelho

Na generalidade, os dados calculados por este índice, resultam na caracterização da maioria dos locais como “moderadamente poluídos”, à exceção do Minho 1, em que os dados o classificam como “ligeiramente poluído”. Todos os locais tiveram o seu número total de Unidades Sistemáticas cruzados com o grupo faunístico Gammaridae/Mollusca, uma vez que não foi descoberta a presença de nenhum indivíduo pertencente aos grupos faunísticos com mais pontuação biológica. Foram recolhidos vários casulos de Trichoptera em todos os locais, menos M2, e apenas foi recolhido um indivíduo ao longo dos três meses de amostragem no M3, pelo que decidimos não o incluir nesta contagem.

O índice IBMWP foi especialmente criado para os rios da Península Ibérica (Alba-Tercedor 1996), sendo por essa razão, particularmente adequada a sua utilização no presente trabalho. Ao utilizar a tabela referente ao índice IBMWP (Tabela 14) é possível atribuir um valor biológico a cada espécie, que representa a sua sensibilidade à poluição e a distúrbios ambientais. Depois da soma de todos os valores biológicos das espécies presentes e recolhidas em cada local (Tabela 15), o valor total é incluído numa das classes qualificativas do estado biológico das águas, na Tabela Qualificativa BMWP (Alba-Tercedor 1988).

Tabela 12 - Tabela do Índice IBMWP (em MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO 2011)

ARÁCNIDOS	Punt.	EFEMERÓPTEROS	Punt.	ODONATOS	Punt.
Acariformes ¹	4	Baetidae	4	Aeshnidae	8
COLEÓPTEROS		Caenidae	4	Calopterygidae	8
Chrysomelidae	4	Ephemerellidae	7	Coenagrionidae	6
Dryopidae	5	Ephemeridae	10	Cordulegasteridae	8
Elmidae	5	Leptophlebiidae	10	Gomphidae	8
Gyrinidae	3	Polymitarcidae	5	Libellulidae	8
Haliplidae	4	Potamanthidae	10	Platycnemididae	6
Helophoridae	5	Prosopistomatidae	7		
Hydraenidae	5	Siphonuridae	10	OLIGOQUETOS	
Hydrochidae	5			Todos	1
Hydrophilidae	3	HETERÓPTEROS		PLECÓPTEROS	
Hygrobiidae	3	Aphelocheiridae	10	Capniidae	10
Scirtidae (=Helodidae)	3	Corixidae	3	Nemouridae	7
CRUSTÁCEOS		Mesoveliidae	3	Perlidae	10
Asellidae	3	Naucoridae	3	Perlodidae	10
Astacidae	8	Nepidae	3	Taeniopterygidae	10
Atyidae	6	Notonectidae	3		
Corophiidae	6	Pleidae	3	TRICÓPTEROS	
Gammaridae	6	Veliidae	3	Beraeidae	10
Ostracoda	3			Brachycentridae	10
Palaemonidae	6	HIRUDÍNEOS		Calamoceratidae	10
DÍPTEROS		Erpobdellidae	3	Ecnomidae	7
Anthomyiidae ²	4	Glossiphoniidae	3	Glossosomatidae	8
Athericidae	10	Hirudidae (=Hirudinidae)	3	Goeridae	10
Blephariceridae	10	Piscicolidae	4	Hydropsychidae	5
Ceratopogonidae	4			Hydroptilidae	6
Chironomidae	2	NEURÓPTEROS		Lepidostomatidae	10
Culicidae	2	Sialidae	4	Leptoceridae	10
Dixidae	4			Limnephilidae	7
Dolichopodidae	4	LEPIDÓPTEROS		Molannidae	10
Empididae	4	Crambidae (=Pyralidae)	4	Odontoceridae	10
Ephydriidae	2			Philopotamidae	8
Limoniidae	4	MOLUSCOS		Phryganeidae	10
Psychodidae	4	Ancylidae	6	Polycentropodidae	7
Ptychopteridae	4	Bithyniidae	3	Psychomyiidae	8
Rhagionidae	4	Ferrissia ³	6	Rhyacophilidae	7
Scathophagidae ²	4	Hydrobiidae	3	Sericostomatidae	10
Sciomyzidae	4	Lymnaeidae	3	Uenoidae (=Thremmatidae)	10
Simuliidae	5	Neritidae	6		
Stratiomyidae	4	Physidae	3	TURBELARIOS	
Syrphidae	1	Planorbidae ⁴	3	Dendrocoelidae	5
Tabanidae	4	Sphaeriidae	3	Dugesiidae	5
Thaumaleidae	2	Thiaridae	6	Planariidae	5
Tipulidae	5	Unionidae	6		
		Valvatidae	3		
		Viviparidae	6		

*Foi atribuído à espécie *C. fluminea* o valor de todos os outros moluscos presentes nos locais de amostragem e também presentes na tabela.

Tabela 13 - Tabela Qualificativa BMWP. Esta tabela é compatível com o índice IBMWP (Alba-Tercedor 1996)

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Boa	>150 101-149	Águas muito limpas Águas não alteradas de modo sensível	Azul
II	Aceitável	61-100	São evidentes alguns efeitos de contaminação	Verde
III	Duvidosa	36-60	Águas contaminadas	Amarelo
IV	Crítica	16-35	Águas muito contaminadas	Laranja
V	Muito crítica	<15	Águas fortemente contaminadas	Vermelho

Tabela 14 - Quadro-resumo dos valores biológicos totais de cada local, obtidos através da soma do valor biológico das várias espécies presentes nesse local.

Minho 1		Minho 2		Minho 3	
<i>Corbiculidae*</i>	3	<i>Corbiculidae*</i>	3	<i>Corbiculidae*</i>	3
<i>Oligochaeta</i>	1	<i>Oligochaeta</i>	1	<i>Oligochaeta</i>	1
<i>Corophiidae</i>	6	<i>Corophiidae</i>	6	<i>Bithyniidae</i>	3
<i>Gammaridae</i>	6	<i>Chironomidae</i>	2	<i>Valvatidae</i>	3
<i>Bithyniidae</i>	3	<i>Empididae</i>	4	<i>Lymnaeidae</i>	3
<i>Valvatidae</i>	3	-	-	<i>Hydrobiidae</i>	3
<i>Lymnaeidae</i>	3	-	-	<i>Chironomidae</i>	2
<i>Hydrobiidae</i>	3	-	-	<i>Ptychoporidae</i>	4
<i>Physidae</i>	3	-	-	<i>Dryopidae</i>	5
<i>Chironomidae</i>	2	-	-	-	-
<i>Tabanidae</i>	4	-	-	-	-
<i>Ceratopogonidae</i>	4	-	-	-	-
Total	41	Total	16	Total	27
Lima 1		Lima 2		Lima 3	
<i>Corbiculidae*</i>	3	<i>Corbiculidae*</i>	3	<i>Corbiculidae*</i>	3
<i>Oligochaeta</i>	1	<i>Oligochaeta</i>	1	<i>Oligochaeta</i>	1
<i>Corophiidae</i>	6	<i>Corophiidae</i>	6	<i>Bithyniidae</i>	3
<i>Chironomidae</i>	2	<i>Gammaridae</i>	6	<i>Valvatidae</i>	3
<i>Ceratopogonidae</i>	4	<i>Chironomidae</i>	2	<i>Lymnaeidae</i>	3
<i>Dryopidae</i>	5	<i>Tabanidae</i>	4	<i>Hydrobiidae</i>	3
-	-	<i>Ceratopogonidae</i>	4	<i>Chironomidae</i>	2
-	-	<i>Dryopidae</i>	5	<i>Ptychoporidae</i>	4
-	-	<i>Halplidae</i>	4	<i>Dryopidae</i>	5
Total	21	Total	35	Total	27

Ao recorrer à Tabela Qualificativa BMWP (Tabela 13), que serve o seu propósito também para esta variação do índice original, são obtidas classificações que incluem a maioria dos locais na Classe IV, águas caracterizadas por possuírem qualidade “Crítica” e estarem muito contaminadas (valores entre 16-35), assinaladas

pela cor laranja. Apenas o local Minho 1 é classificado como amarelo, incluindo-se na Classe III, isto é, caracterizada por águas contaminadas e de qualidade duvidosa.

Numa análise conjunta aos dois índices bióticos efectuados, é possível discernir um pináculo qualitativo em Minho 1, em relação aos demais. Em ambos os índices este local registou valores mais elevados, sendo sempre inserido numa classe qualitativa acima dos restantes. L2 usufruiu de boas pontuações, com 12 Unidades Sistemáticas presentes, no Índice Biótico Belga, igualando o local M3, sendo de sublinhar os 35 pontos alcançados no Índice IBMWP, o que deixou este local a apenas 1 ponto da Classe III neste índice. No caso de M3, a pontuação foi relativamente mais baixa, com um total de 27 pontos acumulados. Igualmente com 27 pontos no IBMWP, L3 apenas registou a ocorrência de 9 U.S. ao longo dos três meses, que foi o valor mais reduzido registado em todos os locais; o local L1 obteve as mesmas 9 U.S. e um valor de 21 pontos no IBMWP, resultado próximo do intervalo de valores que define a Classe V, que caracteriza águas fortemente contaminadas, em estado muito críticos. M2 obteve as piores pontuações em ambos os índices. Acresce ao facto, de não apresentar a presença de mais de 9 U.S. presentes na junção dos três meses em estudo, o valor biológico total obtido no índice IBMWP ser de apenas 1 ponto acima da Classe V, o que indica uma má qualidade biológica e uma grave degradação do local.

Desta forma, é possível ordenar os locais no sentido dos que registam uma melhor qualidade biótica para os que possuem pior qualidade: Minho 1>Lima 2>Minho 3>Lima 3>Lima 1>Minho 2. Depois de analisados os índices de biodiversidade, apenas o local mais montante no rio Minho surge nos três primeiros locais com melhor qualidade, no terceiro lugar; ocupando o local mais montante no rio Lima, o quarto lugar. Por estes resultados, é cada vez mais reforçada a suposição que, no local M1, a influência da maré possui um importante papel biológico. A água neste local poderá sofrer uma diluição e existe fauna de transição, o que impulsiona a diversidade existente, através de uma diminuição da poluição e introdução de espécies. Este não parece ser o caso do Lima 1, que ocupa o quinto lugar, numa ordenação qualitativa biológica. O Lima 1 não parece estar fisicamente exposto à influência da maré com a mesma intensidade do M1. Outra hipótese supõe a existência de um número mais baixo de espécies estuarinas capazes de migrar e suportar a diminuição de salinidade mais a montante, no rio Lima. Embora no L1 se tenha conferido a ocorrência de uma classe de animais tipicamente estuarinos - as poliquetas -, é possível que este seja um caso isolado. No M2 foram registadas as pontuações mais baixas dos índices, características de um local em mau estado biológico, o que eleva a suspeita de que este estará a ser alvo de algum foco de contaminação não verificado nos outros locais.

Em comparação a outros estudos realizados (INAG 2000b; INAG 2000a; Bernardino et al. 2000; Teixeira et al. 2007), o rio Minho aparenta estar num declínio de qualidade biológica, registando-se nestes estudos, a ocorrência de valores superiores perto dos locais de amostragem escolhidos para este trabalho, excepto em M1 (próximo de Vilar do Mouros), onde o valor é correspondente ao calculado nos nossos resultados. Tal como foi verificado neste trabalho, os valores biológicos dos índices IBMWP' e IBB diminuem do interior para o litoral, exceptuando no local mais jusante, em que o valor aumenta ligeiramente. Contudo, no nosso trabalho, M1 foi o local que registou as melhores pontuações de todos os locais, contrastando com os restantes estudos, que apontaram melhores condições biológicas na área circundante a M3. Esta alteração da localização dos resultados mais elevados, indicia um aumento na perda de qualidade na parte superior estuarina do rio Minho.

No geral, estes resultados reforçam a dedução de estudos prévios, que conotam o rio Lima como pior, em relação ao rio Minho, em termos de qualidade biológica. Em estudos comparativos, a redução da qualidade biológica no Lima verifica-se no sentido de montante-jusante. No entanto, os valores adquiridos são superiores aos obtidos neste estudo, o que indicia, um decaimento da qualidade biológica no Lima, não só na parte superior estuarina, como em todo o estuário.

3.4. Grupos Funcionais

Segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988), o estudo do número de organismos, da sua distribuição e biomassa ou das alterações funcionais no ecossistema são aspectos nos quais se deve debruçar um estudo de carácter ecológico, ou de caracterização de uma comunidade. A estrutura de uma comunidade de macroinvertebrados bênticos pode ser caracterizada de várias formas, como por exemplo, pelas curvas de dominância ou pelos parâmetros biológicos realizados acima. No entanto, estes métodos carecem de informação sobre competições entre espécies por alimento, recursos utilizados e outros aspectos biológicos (Fontoura 1989). De modo a estudarmos estas vertentes da comunidade os organismos foram divididos em grupos funcionais respiratórios - respiração aérea, branquial, branquial e aérea, branquial e cutânea, cutânea e pulmonar -, e pelos seus hábitos alimentares – trituradores herbívoros, colectores filtradores/depósito, colectores detritívoros, raspadores, fitófagos, predadores mastigadores, predadores sugadores e limnívoros.

Tabela 15 - Correspondência dos grupos funcionais enumerados com os organismos encontrados durante a recolha de amostras.

<i>Taxa</i>	Tipo de Respiração	Alimentação
<i>C. fluminea</i>	Branquial	Colector filtrador
<i>Crustacea</i>	Branquial	Colector detritívoro
<i>Oligochaeta</i>	Cutânea	Limnívoro
<i>Bithynia</i>	Branquial	Raspador
<i>Myxas glutinosa</i>	Pulmonar	Raspador
<i>Valvata</i>	Branquial	Raspador
<i>Physa</i>	Pulmonar	Raspador
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Branquial	Raspador
<i>Diptera</i>	-	-
<i>Empididae</i>	Branquial	Predador sugador
<i>Tabanidae</i>	Aérea	Raspador
<i>Ptychoporidae</i>	Aérea	Limnívoro
<i>Chironomidae</i>	Branquial e cutânea	Colector filtrador
<i>Ceratopogonidae</i>	Aérea	Colector detritívoro
<i>Athericidae</i>	Branquial	Predadores sugadores
<i>Coleoptera</i>	-	-
<i>Dryops</i>	Aérea	Colector detritívoro
<i>Elmidae</i>	Branquial	Raspador
<i>Brychius</i>	Aérea	Triturador herbívoro
<i>Haliphus</i>	Aérea	Triturador herbívoro
<i>Outros</i>	-	-
<i>Hirudinea</i>	Cutânea	Predador sugador
<i>Baetidae</i>	Branquial	Retalhador herbívoro
<i>Megaloptera</i>	Branquial	Predador mastigador

A Tabela 16, em cima exposta, é uma adaptação de várias tabelas já existentes sobre a divisão da comunidade macroinvertebrada bêntica, quanto ao tipo de fisiologia respiratória e quanto ao tipo de fisiologia digestiva, em estudos previamente consultados (Ferreiro 2007; Mouthon 1982; Wetzel 1993; Fitter & Manuel 1994; Merrit & Cummins 1996; Rocha 2001; Peckarsky et al. 1990; Fontoura 1989; Campaioli *et al.* 1999; Chinery 1992; LaFont 1983; V. H. Resh 1984; Puig 1999; Reicholf-Rhiem 1995). Para uma revisão mais pormenorizada e mais informativa, uma tabela com as várias definições e abrangência dos grupos encontra-se no Anexo Grupos Funcionais.

Posterior a estas correspondências, foi estipulado um gráfico para cada um dos aspectos ecológicos, de modo a que a informação esteja disponível visualmente, e permita a comparação de valores dos grupos funcionais. Quanto aos tipos de respiração (Figura 34), os dois grupos mais representados em todos os locais são: o grupo de respiração branquial e o grupo de respiração cutânea. O valor mais alto calculado no Lima 1 do grupo de respiração do tipo branquial, deve-se, essencialmente, à enorme quantidade de crustáceos encontrados naquele local. No entanto, nos outros locais, a percentagem de indivíduos com uma respiração deste tipo ultrapassa sempre os 50%, o que indica uma boa qualidade biológica. A única exceção ocorre no Lima 3, pois neste local não são abundantes crustáceos, nem *C. fluminea*.

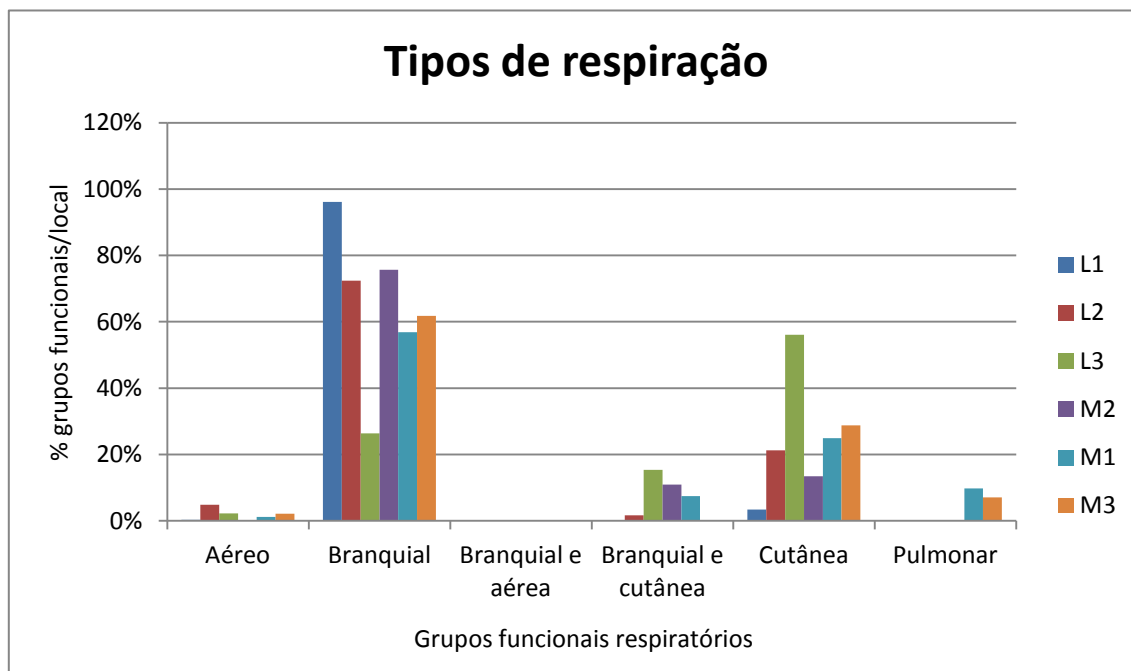


Figura 34 - Representação da distribuição dos grupos de tipos respiratórios presentes na comunidade em todos os locais. As percentagens são relativas a cada local, p.e., no local Lima 2, o grupo de respiração cutânea representa, aproximadamente, 20% da população.

Quanto ao grupo de respiração cutânea, o valor mais elevado é atingido em L3, onde se encontra a maior percentagem destes organismos. Nos outros locais os valores do grupo com respiração cutânea não ultrapassam os 30%, embora se verifique que em M3 também possuem um valor bastante elevado. O local com menor número de oligoquetas é o Lima 1. São também de mencionar pequenas participações de grupos funcionais com outros tipos de respiração tais como: o grupo de respiração do tipo aérea em L2 (composto por dípteros e coleópteros); o grupo com tipo de respiração branquial e cutânea em L3, M2 e M1, embora em L3 predomine mais; a presença de gastrópodes Prosobranchia nos locais Lima 3, Minho 3 e Minho 1. Normalmente bons indicadores biológicos, não é usual a ocorrência de espécies desta subclasse em zonas de transição, como parece ser o caso de M1 (Hutchinson 1993; Peckarsky *et al.* 1990). Por outro lado, L3 e M3 parecem locais mais propícios ao aparecimento deste tipo de gastrópodes, sendo que em L3 se verifica apenas a ocorrência de uma espécie, e em M1 e M3, a ocorrência de três espécies. Mais uma vez, o M2 parece o pior local no Minho.

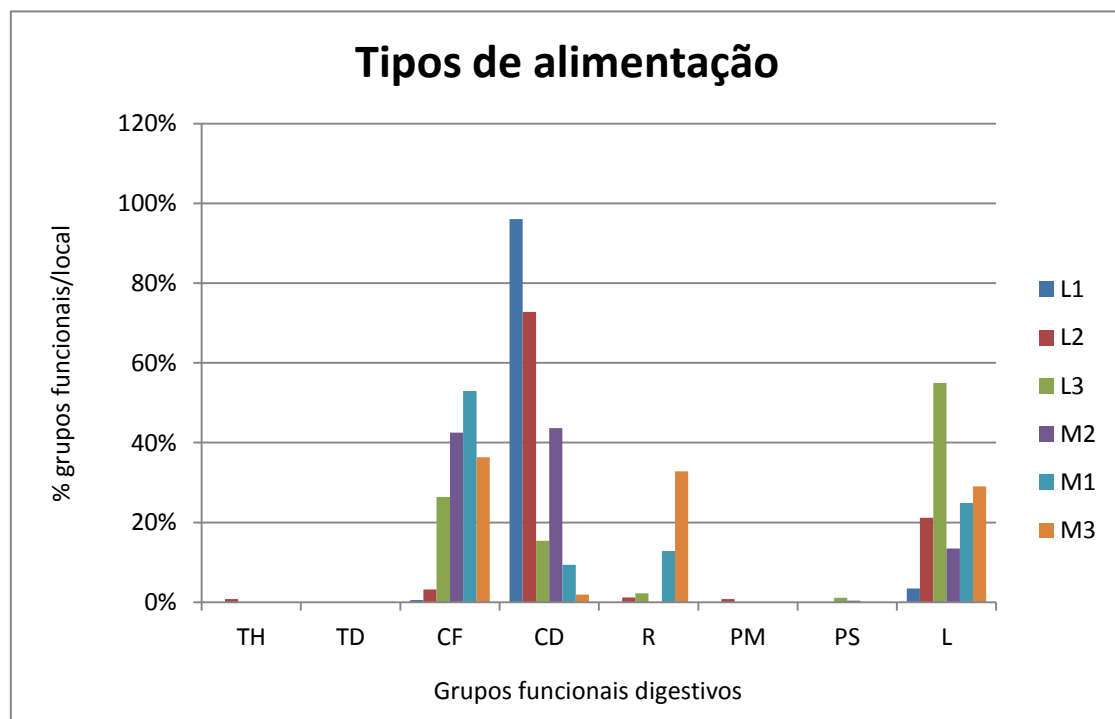


Figura 35 - Representação da distribuição dos grupos de tipo de alimentação presentes na comunidade em todos os locais. As percentagens são relativas a cada local, p.e. o grupo de alimentação limnívora representa 20% da população do Lima 2. TH – Trituradores herbívoros, CF – Colectores filtradores, CD – Colectores detritívoros, R – Raspadores, R – Raspadores fitófagos, PM – Predadores mastigadores, PS – Predadores sugadores, L – Limnívoros.

Os resultados desta análise reforçam as ideias que o rio Minho está em melhor estado ecológico que o Lima, e que no local L3 existe alguma diversidade, tendo em conta o número de organismos presentes, mas de espécies com pouco contributo ecológico, tais como oligoquetas e dípteros, que são tolerantes à poluição, que não necessitam de águas em bom estado, e que proliferam com matéria orgânica.

Quanto aos grupos funcionais digestivos, no grupo dos colectores filtradores, o valor mais elevado é expresso no local Minho 1. De realçar que a sua presença é rara no Lima 2, e quase nula no Lima 1. A existência de organismos com este tipo de alimentação é importante para a comunidade, pois removem partículas das águas, tornando-as mais límpidas e impulsionando a qualidade biológica de um local (Sousa *et al.* 2008). No caso de *C. fluminea*, na colonização de um novo habitat, este bivalve pode também exercer mudanças no pH, nutrientes disponíveis e bioturbação, devido à alimentação via pé, o que pode causar uma quebra na biodiversidade (McMahon 2000). Os valores deduzidos pelo grupo de alimentação colectora detritívora atingem o valor máximo em L1 e L2, sendo que o valor em M2 também é bastante elevado. Em M3, este tipo de alimentação é quase inexistente. A presença em grande número de organismos que se alimentam de detritos, quer directamente, como indirectamente, implica uma abundância destas partículas no local, o que pode indiciar eutrofização ou poluição orgânica. Por fim, o grupo dos limnívoro - que se alimentam de matéria orgânica - possui um pico de percentagem na população residente do Lima 3 e a sua presença mais ténue verifica-se no Lima 1. De notar que o valor adquirido em L3 é o dobro de todos os outros valores dos locais.

3.5. Importância de *C. fluminea* nas comunidades bênticas

Após a caracterização da estrutura das comunidades macroinvertebradas bênticas estudadas, resta aferir a influência de *C. fluminea*, em termos de modelação, nos grupos funcionais e nas espécies presentes.

O impacto que *C. fluminea* tem junto dos bivalves nativos do ecossistema invadido, é um assunto que está sobre observação há alguns anos, sendo alvo de constantes estudos. A espécie *C. fluminea* é apontada como a provável causa da irradicação de populações nativas de bivalves dos biomas que invade, restringindo de tal modo a sua sobrevivência, que leva algumas espécies à beira da extinção. (McMahon 1982; Hartog *et al.* 1992; Müller 2001). Segundo Ilarri *et al.* (2012), *C. fluminea* possui prováveis correlações com certos grupos faunísticos, como os Insecta,

os Crustacea e os Gastropoda, cuja abundância aumentou na presença desta. Partindo deste pressuposto, realizou-se uma comparação mais aprofundada, analisando o impacto de *C. fluminea* noutros taxa presentes, incluindo, se, a sua influência atinge grupos funcionais completos, através da sua capacidade de engenharia de modelação do meio ambiente circundante.

Tabela 16 - Valores do coeficiente de correlação de Spearman relativos à correlação entre a espécie *C. fluminea* e cada um dos restantes grupos faunísticos presentes nos locais amostrados. */cinzento – estatisticamente significativos

<i>C. fluminea</i>	Crustacea	Oligochaete	Polychaeta	Gastropoda	Diptera	Coleoptera	Trichoptera	Megaloptera	Hirudinea
Correlation Coefficient	-,829*	,771	-,207	,820*	,232	,030	-,551	-,393	-,131
Sig. (2-tailed)	,042	,072	,694	,046	,658	,954	,257	,441	,805
N	6	6	6	6	6	6	6	6	6

Através da análise dos dados, verifica-se que o bivalve *C. fluminea* apresenta correlações estatisticamente significativas com dois grupos faunísticos: Crustacea e Gastropoda. A Tabela 17 demonstra que a correlação entre *C. fluminea* e a classe Gastropoda é positiva. No entanto, a correlação entre *C. fluminea* e os crustáceos presentes é negativa, ou seja, quanto maior o número indivíduos da espécie *C. fluminea*, menor será o número de crustáceos presentes no local e vice-versa. Esta relação poderá ser consequência da procura do mesmo alimento. Tanto *C. fluminea* como os outros dois grupos faunísticos alimentam-se de partículas com um tamanho aproximado de $10\mu\text{m}^3$ (Mouthon 1982; Merrit & Cummins 1996). No entanto, os gastrópodes raspam esta fonte de nutrientes de plantas macrófitas, pedras e do substrato. *C. fluminea* filtra a maior parte das partículas existente na coluna de água (Sousa *et al*, 2006), alimentando-se simultaneamente do substrato (Hakenkamp *et al*. 2001), espaços físicos normalmente utilizados pelos crustáceos para se alimentarem. Estas duas estratégias de obtenção de nutrientes aliadas poderão limitar a fonte de alimento disponível para os crustáceos, impedindo a sua colonização, ou reduzindo drasticamente a sua população, nos locais em que tanto *C. fluminea* como os gastrópodes sejam abundantes. Suportando este raciocínio, existe uma correlação negativa entre Gastropoda e Crustacea muito significativa em que $R = 0,21$.

Outra explicação plausível, rege-se pelo facto de todos os três grupos possuírem uma respiração branquial (excepto os gastrópodes pulmonados), o que pode ter consequências ao nível do oxigénio dissolvido, reduzindo-o a um nível não suportado pelos crustáceos, ou não suportado pelos gastrópodes e *C. fluminea*, quando os crustáceos estão presentes em grande abundância em locais com alguns

registos de salinidade variável (Van Weel et al. 1954; Cunha et al. 2000; Janakiram et al. 1989; Wijnhoven et al. 2011). A assunção da variação da salinidade, advém da recolha de algumas poliquetas, nos locais mais jusantes dos dois estuários. Os dados recolhidos nos locais 1 e 2 do Lima parecem auxiliar esta teoria. Associando a localização das estações, as águas caracteristicamente lênticas, o que diminui a dissolução de oxigénio dissolvido na água vindo da atmosfera (Fontoura 1989), e a baixa tolerância de *C. fluminea* a baixos níveis de oxigénio dissolvido (Sousa et al. 2008), talvez seja devido ao enorme número de crustáceos presentes nestes locais que a espécie *C. fluminea* tem dificuldade em proliferar, e repetir no Lima o comportamento demonstrado no Minho, pois o crustáceo *Corophium multisetosum*, consome a maior parte do oxigénio dissolvido existente.

Ao realizar-se o mesmo procedimento para todos os grupos, a ilação retirada é que *C. fluminea* não é a única espécie que possui correlações:

Tabela 17 - Tabela informativa dos resultados da aplicação do coeficiente de correlações de Spearman. Cinzento – estatisticamente significativo;

Diptera ◀▶ Coleoptera	p = ,040 (-)
Oligochaeta ◀▶ Gastropoda	p = ,046 (+)

Existe uma correlação entre os grupos faunísticos Diptera e Coleoptera. Estes grupos fazem ambos parte da classe Insecta, sendo que os dípteros habitam usualmente locais com baixa qualidade biológica; na sua maioria, são animais caracterizados por serem pouco sensíveis à poluição, possuindo por isso um menor valor biológico (Alba-Tercedor 1988). Ou seja, é de esperar que num habitat em que as águas sejam de melhor qualidade, se verifique uma menor abundância de dípteros e uma maior abundância de coleópteros, uma vez que estes usufruem da oportunidade e das condições para se desenvolverem e competem sensivelmente pelo mesmo tipo de alimento com os dípteros. Tal como no caso anterior, o tipo de respiração também é semelhante, e pode desempenhar um papel nesta substituição de espécies, dependendo das taxas de absorção de oxigénio de cada uma.

Existe mais uma correlação verificada entre o grupo Oligochaeta com o grupo Gastropoda. O aumento do número de oligoquetas nos locais, provavelmente se deverá às fezes ou pseudofezes dos gastrópodes. Estes dejectos aumentam a matéria orgânica e os detritos existentes no substrato. Também os revestimentos de gastrópodes, aquando da sua morte, são sujeitos a processos erosivos, o que leva a um aumento do nível de nutrientes no substrato, servindo, portanto, tanto os dejectos,

como a morte destes seres, como contribuição para o grupo Oligochaeta (Ilarri *et al.* 2011). Deduz-se portanto, que nos locais em estudo no rio Lima e, especialmente no rio Minho, *C. fluminea* detém um forte poder de modelação sobre as outras espécies directa e indirectamente.

É testada então a segunda hipótese, que consiste na averiguação da influência de *C. fluminea* ao nível das necessidades básicas nas outras espécies, neste caso, a alimentação e a respiração. Esta hipótese é testada através da divisão dos organismos em vários grupos funcionais, deixando *C. fluminea* de parte, de forma a posteriormente confirmarmos as correlações entre esta com os grupos gerados.

Foram retirados dos outputs resultantes dos coeficientes de Spearman entre os grupos funcionais, os valores mais importantes e colocados nas Tabelas 19 e 20 para análise. De registar que *C. fluminea* não influenciou o grupo funcional a que pertence, quando foi subtraído o seu valor. Este facto deve-se provavelmente à não-existência de outros bivalves que compitam com *C. fluminea*.

Tabela 18 e 19 - Correlações verificadas em ambas as divisões dos grupos funcionais. “-” correlação negativa; sinal “+” correlação positiva.

Tipo de Respiração	
<i>C. fluminea</i>	p = ,034(+)
Pulmonar	
Pulmonar	p = ,034(+)
Cutânea	

Tipo de Alimentação	
C. detritívoros	p = ,021(-)
Raspadores	
<i>C. fluminea</i>	p = ,046(+)
Raspadores	
<i>C. fluminea</i>	p = ,042(-)
C. detritívoros	
Limnívoros	p = ,046(+)
Raspadores	

Analisando em primeira instância, a tabela dos grupos funcionais formados pelos tipos de respiração, é notória a ocorrência de correlações entre três grupos funcionais. Os gastrópodes pulmonares obtêm oxigénio directamente da atmosfera, e participam em duas correlações, com *C. fluminea*, e com os indivíduos de respiração cutânea que são compostos por Oligochaeta e Hirudinea. Estes três grupos de indivíduos parecem beneficiar da presença mútua nos locais amostrados. O grupo funcional de respiração cutânea é composto em grande parte por oligoquetas, e estes animais não necessitam de um grande aporte de oxigénio para o funcionamento correcto do seu metabolismo, inclusive, algumas espécies possuem a capacidade de

suportar longos períodos de anoxia, sem qualquer tipo de repercussão (Mackie 1998). Tendo em conta: a alta taxa de consumo de oxigénio dissolvido de *C.fluminea* - causa da sua fraca tolerância a concentrações reduzidas de oxigénio - (Sousa *et al.* 2008); o modo de obtenção de oxigénio por parte dos gastrópodes; e a especial apetência das oligoquetas em suportar ambientes com pouco oxigénio dissolvido, é plausível supor que o bivalve *C.fluminea* é responsável pelo maior consumo do oxigénio dissolvido na água. Este dado parece oferecer uma explicação plausível para uma aparente relação positiva entre estes três grupos funcionais, baseando-se na falta de competição pelo oxigénio verificada entre os três grupos.

Examinando os grupos funcionais digestivos, especula-se a existência de triângulo de correlações entre *C. fluminea*, os indivíduos do grupo de colectores detritívoros e os indivíduos do grupo de raspadores. A figura seguinte procura ilustrar esta teoria:

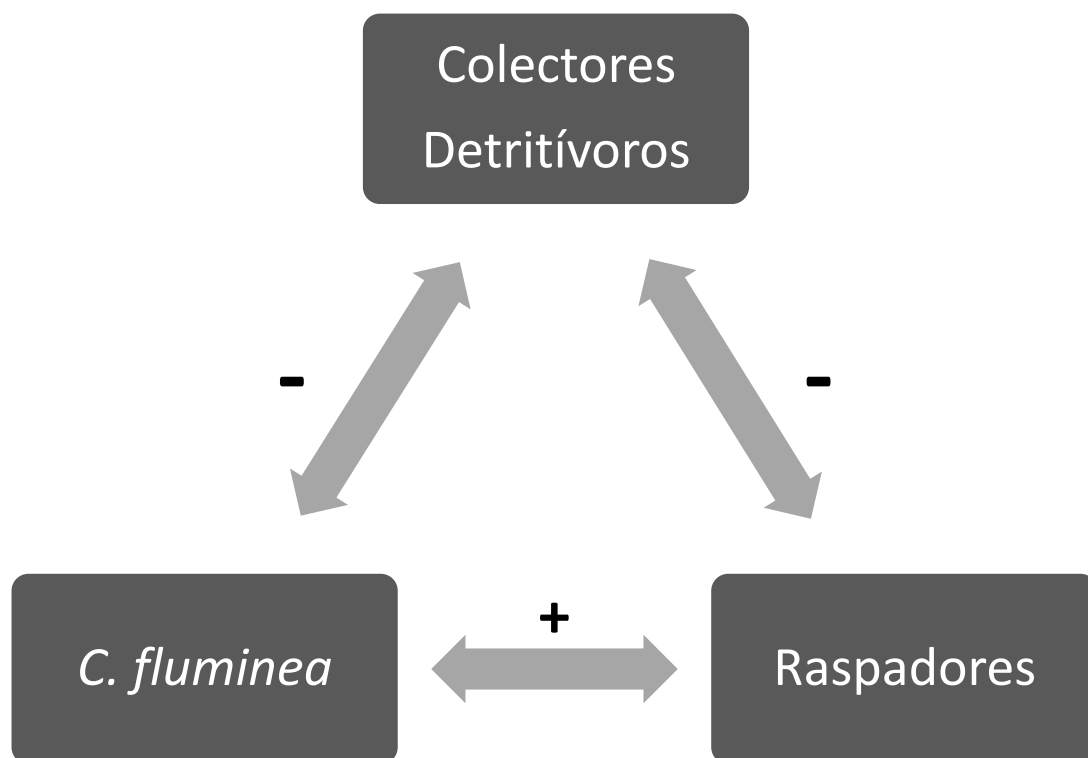


Figura 36 – Correlações positiva e/ou negativa existentes entre *C. fluminea*, o grupo de raspadores minerais e o grupo de detritívoros. + correlação positiva; - correlação negativa.

Quando o número de animais colectores detritívoros aumenta, o número de indivíduos de *C. fluminea* e de raspadores, desce, e vice-versa, sendo estes grupos, inversamente proporcionais. Relembra-se que o grupo definido pelos raspadores é constituído unicamente por gastrópodes, e que o grupo definido por colectores

detritívoros é composto, na sua grande maioria, por crustáceos. Do ponto de vista do autor, a perspectiva do tipo de alimentação explica de uma maneira satisfatória as interações entre *C.fluminea*, Gastropoda e Crustacea, pois foram deduzidas correlações com valores muito similares aos obtidos aquando do cruzamento entre *C.fluminea* e os taxa presentes nos locais.

Os limnívoros possuem duas correlações positivas com o grupo dos raspadores. No entanto, estes animais parecem ter um papel secundário na comunidade, em consequência da existência de outras espécies, de nutrientes e detritos deixados por estas, já que a sua capacidade de modelação não é grande. Tendo em conta que o grupo dos limnívoros é composto em grande parte por oligoquetas, que possuem respiração cutânea, o aumento dos seus números relacionados com o aumento dos números pertencentes a outros grupos, será devido à facilidade de alimentação, através de detritos enriquecidos por fezes e pseudofezes excretadas por *C.fluminea* e Gastropoda. Supõe-se que *C. fluminea* e os gastrópodes também beneficiem dos nutrientes e partículas depositadas no substrato quando se dá a morte dos indivíduos do grupo Oligochaeta.

4. CONCLUSÕES

A caracterização da qualidade biológica de um local pode ser efectuada de múltiplas maneiras e com recurso a diversas fórmulas, índices e transformações. A nossa abordagem de agrupamento dos organismos por tipos de respiração e de digestão, permitiu-nos fazer ligações ecológicas mais facilmente. Retirando a ausência da relação entre os grupos Coleoptera e Diptera, é opinião do autor que a transformação dos dados em grupos funcionais ajuda a explicar, concreta e pormenorizadamente, a estrutura da comunidade macroinvertebrada, fornecendo informações sobre dinâmicas ecológicas e biológicas que normalmente, noutros estudos, são olvidadas, não sendo levadas em conta para a avaliação final. No entanto, foi importante a realização dos testes precoces, já que sem estes a relação supracitada não seria descoberta.

Segundo Ferreira (2007), a comunidade macrobêntica pode ser dividida em três grupos quanto à sensibilidade a alterações ambientais: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes. Na realização deste estudo apenas organismos tolerantes e resistentes foram encontrados, sendo de assinalar a ausência total de plecópteros e a vaga presença, quer de efemerópteros, quer de tricópteros, organismos que são considerados sensíveis a alterações. A qualidade biológica do rio Minho e do rio Lima está muito deteriorada, como foi possível verificar pelos resultados dos índices bióticos, onde a maioria dos locais obtiveram resultados de qualidade de água crítica e muito contaminada, um decréscimo acentuável em comparação com estudos realizados em anos prévios. Ressalvando a relativa escassez de locais de amostragem efectuados neste estudo, em comparação com os demais estudos mencionados, é importante mencionar que a qualidade biológica e a biodiversidade dos dois rios parecem estar em declínio ao longo dos anos, com o desaparecimento de espécies sensíveis, e a extrema proliferação de espécies mais tolerantes a alterações, devido à falta de competição. No geral, o rio Minho parece estar em melhores condições que o rio Lima. O local Lima 3 obteve bons valores nos índices de biodiversidade, contudo a maior parte das famílias e géneros identificados neste local pertencem aos grupos Oligochaeta e Diptera, animais que possuem pouco valor biológico pois são extremamente resistentes à poluição orgânica. No Minho, o melhor local parece ser o mais jusante, M1, que poderá beneficiar de fauna de transição estuarina e da diluição da poluição através do efeito da maré. O M2 foi o local com piores pontuações nos índices bióticos, e nos índices de biodiversidade obteve sempre as piores pontuações do Minho. É pertinente observar que o local com melhor qualidade biológica durante os meses de amostragem se situa a jusante do local com pior qualidade biológica.

Supõe-se que isto seja devido a uma fonte de contaminantes a que os outros locais não estão expostos, e sugerimos assim a realização de estudos no Rio Louro, pois parece este parece ser a origem de contaminação mais provável, de acordo também com outros estudos.

Nenhum dos factores em foco neste estudo consegue explicar claramente o porquê do local Lima 2 ter pontuado tão alto nos dois índices bióticos. Os valores registados no Lima 2 poderão ter sido consequência da morfologia de baía que este local tem, ficando protegido da força da corrente. No entanto, o local Lima 1, está ainda mais protegido da corrente do canal principal, e por esta lógica, teríamos obtido as melhores pontuações neste local. Supomos que, aliando a constante queda de folhas secas de árvores que rodeiam o local - servindo de alimento, abrigo, local de postura de ovos, limitando a exposição à luz solar, etc a várias espécies -, e a granulometria geralmente com valores um pouco mais altos,- fornecendo uma base mais sólida aos organismos -, poderão ser fulcrais na obtenção das pontuações verificadas para este local. Adicionalmente, as altas percentagens de grupos funcionais que se alimentam de partículas orgânicas verificadas em todos os locais, indiciam a possibilidade de ocorrência de eutrofização ou de contaminantes como fosfatos e nitratos. A grande contribuição de crustaceos para a comunidade, especialmente em L1 e L2, pode significar um aumento de detritos na água, um desaparecimento gradual dos seus predadores ou o uso do local como berçário. A influência da maré, ou o aumento de salinidade, não foi determinante nos valores de similaridade encontrados entre os locais, contudo este factor abiótico parece assumir uma maior relevância nos dados obtidos quanto à biodiversidade e qualidade biológica registada nas estações de amostragem.

C. fluminea revelou correlações fortes com os grupos Crustacea e Gastropoda, e presumimos que, pelos valores obtidos, poderá existir alguma correlação com o grupo Oligochaeta. O triângulo de correlações mencionado no fim da secção Resultados e Discussão, aliado às correlações verificadas com os grupos de respiração aérea e cutânea, parecem, em conjunto, uma hipótese viável para explicar o prolongamento da fase de lag da expansão da população de *C.fluminea*. Tendo em conta a sensibilidade a baixos níveis de oxigénio dissolvido e taxa de filtração caracteristicamente alta desta espécie (necessita de uma grande quantidade de alimento), a presença massiva de crustáceos, hipoteticamente presentes desde a introdução de *C.fluminea*, com uma enorme densidade populacional em alguns locais, poderá ter sido um factor ecológico determinante no entrave à invasão, devido às altas

taxas de consumo de oxigénio características dos crustáceos e ao consumo das partículas necessárias para a nutrição, desenvolvimento e fecundação de *C. fluminea*.

Durante este trabalho foi notória a dificuldade em encontrar estudos exaustivos que se baseassem em grupos funcionais de respiração e de digestão ou que tentassem estudar as várias ligações ecológicas que podem existir entre as várias espécies. Em próximas campanhas sugerimos um maior ênfase nestas vertentes, pois podem auxiliar, em grande escala, à descoberta e/ou interpretação da informação recolhida. Sugere-se também uma intervenção urgente em ambos os rios de modo a estagnar o declínio existente de biodiversidade e de qualidade biológica, e tentar com que estes parâmetros biológicos atinjam valores mais elevados, no futuro, aliando simultaneamente este objectivo à diminuição da poluição orgânica.

5. LISTA DE REFERÊNCIAS

- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4, pp.51–56.
- Alba-Tercedor, Javier, 1996. MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS Y CALIDAD DE LAS AGUAS DE LOS RIOS. *IV Simposio del Agua en Andalucía*, II, pp.203–213.
- Araujo, R. et al., 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) (Bivalvia : Corbiculidae) in Europe. *American Malacological Bulletin*, 10(1), pp.39–49.
- Araújo, M. de F. et al., 2005. Paleoenvironmental Geochemical patterns in the Holocenic evolution of Minho estuary. In *Coastal HOPE 2005*. Lisboa: Faculdade de Ciências de Lisboa, pp. 1–130.
- Armitage, B. et al., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water. *Water Research*, 17(3), pp.333–347.
- Baker, J. & Wolff, W., 1987. *Biological Surveys of Estuaries and Coasts*, Cambridge Univ. Press.
- Barnes, R.D., 1982. *Invertebrate Zoology*, Philadelphia, PA: Holt-Saunders International.
- Barnes, R.K. & Mann, K.H., 1980. *Fundamentals of aquatic ecosystems*, Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Bernardino, R. et al., 2000. Análise Comparativa da qualidade ecológica das águas superficiais nacionais, tendo como base os Planos de Bacia Hidrográfica. , pp.1–14.
- Bouchard, R., 2009. *Guide to Aquatic Invertebrate Families of Mongolia* VIII. J. Amendt et al., eds.,
- Byrne, M. et al., 2000. Reproduction and development of the freshwater clam *Corbicula australis* in southeast Australia. *Hydrobiologia*, 418, pp.185–197.
- Caffrey, J. et al., 2011. Current status of Ireland's newest invasive species – the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Aquatic Invasions*, 6(3), pp.291–299. Available at: <http://www.aquaticinvasions.net/2011/issue3.html> [Accessed October 9, 2012].
- Caffrey, J.M. et al., 2011. Current status of Ireland ' s newest invasive species – the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller , 1774). *Aquatic Invasions*, 6(3).
- Campaioli, S. et al., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei Macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. II., Provinda Autónoma di Trento.
- Chainho, P. et al., 2006. Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River, Portugal—a poikilohaline estuary. *Hydrobiology*, 555, pp.59–74.
- Chinery, M., 1992. Insectes d'Europe. , p.380.

- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2001. *Primer v5: User Manual/Tutorial*, Primer-E-Ltd. U.K.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, Plymouth Marine Laboratory. U.K.
- Comstock, J.H., 1949. *An Introduction to Entomology*, Comstock Publishing.
- Costa-Dias, S., Freitas, V., et al., 2010. Factors influencing epibenthic assemblages in the Minho Estuary (NW Iberian Peninsula). *Marine pollution bulletin*, 61(4-6), pp.240–246. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20347101> [Accessed August 29, 2012].
- Costa-Dias, S., Sousa, Ronaldo & Antunes, Carlos, 2010. Ecological quality assessment of the lower Lima Estuary. *Marine pollution bulletin*, 61(4-6), pp.234–239. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20347451> [Accessed August 29, 2012].
- Covich, A.P. & Thorp, J.H., 1991. Crustacea: Introduction and Peracarida. In *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, pp. 665–722.
- Crooks, J., 2005. Lag times and exotic species: the ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience*, 12, pp.316–329.
- Crooks, J.A. & Soulé, M.E., 1999. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. In O. T. Sandlund, P. V. Schei, & A. Viken, eds. *Invasive Species and Biodiversity Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 103–126.
- Cunha, M.R., Sorbe, J.C. & Moreira, M.H., 2000. The amphipod *Corophium multisetosum* (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). I. Life history and aspects of reproductive biology. *Marine Biology*, 137(4), pp.637–650. Available at: <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s002270000384>.
- Cérégino, R. et al., 2005. Using self-organizing maps to investigate spatial patterns of non-native species. *Biology of Conservation*, 125, pp.459–465.
- DAISIE, 2008. *European Invasive Alien Species Gateway, Corbicula fluminea*,
- Duffy, J. et al., 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters* 10, 522–538. *Ecology Letters*, 10, pp.522–538.
- Elton, C., 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, USA: The University of Chicago Press.
- Ferreiro, N., 2007. *CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA DO RIO TUA*. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Fitter, R. & Manuel, A., 1994. Lakes, rivers, streams & ponds of Britain & North-West Europe. , p.382.

- Fontoura, A.P., 1989. *As comunidades de Macro-invertebrados num sistema hidroelétrico do Norte de Portugal - Avaliação de impacte ambiental e qualidade da água*. Universidade do Porto.
- Fontoura, A.P., 1985. *Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais – Avaliação Biológica da Qualidade da Água*. I. de Z. Dr. Augusto Nobre, ed., Faculdade de Ciências Universidade do Porto.
- Gangnery, A., Bacher, C. & Buestel, D., 2001. Assessing the production and the impact of cultivated oysters in the Thau lagoon (Mediterranee, France) with a population dynamic model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 88, pp.1012–1020.
- Gasith, A. & Resh, V., 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 30, pp.51–81.
- Gessner, M.O. & Dobson, M., 1993. Colonisation of fresh and dried leaf litter by lotic macroinvertebrates. *Hydrobiology Archives*, 127(2), pp.141–149.
- Gherardi, F. et al., 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions*, 10, pp.435–454.
- Graça, M. A. S. & Coimbra, C.N., 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research*, 32(2), pp.380–392.
- Graça, Manuel A. S. et al., 2004. Factors Affecting Macroinvertebrate Richness and Diversity in Portuguese Streams: a Two-Scale Analysis. *International Review of Hydrobiology*, 89(2), pp.151–164. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.200310705> [Accessed August 28, 2012].
- Gullan, P.J. & Cranston, P.S., 2005. *The Insects: An Outline of Entomology* III., Oxford: Blackwell Publishing.
- Hakenkamp, C.C., Ribblett, S.G. & Palmer, M.A., 2001. The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. *Freshwater Biology*, 46, pp.491–501.
- Hartog, C. Den, Brink, F.W.B. Van Den & Velde, G Van Der, 1992. Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful ? *Journal of Natural History*, 26(6), pp.1121–1129.
- Hayward, P.J., 1996. *Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe*, Oxford University Press.
- Hill, M.O., 1973. Diversity and Evenness : A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), pp.427–432.
- Hutchinson, G.E., 1993. The Zoobenthos. In Y. H. Edmondson & J. Wiley & Sons, eds. *Treatise on Limnology*. p. 944.
- Ilarri, M.I. et al., 2012. Associated macrozoobenthos with the invasive Asian clam *Corbicula fluminea*. *Journal of Sea Research*, 72, pp.113–120. Available at:

<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385110111001389> [Accessed September 12, 2012].

- Iliopoulou-Georgudaki, J., Kantzaris, V. et al., 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2, pp.345–260.
- INAG, I.P., 2008. Manual Para a Avaliação Biológica da Qualidade da Água em Sistemas Fluviais segundo a Directiva Quadro da Água - Protocolo de amostragem e análise para os Macroinvertebrados Bentónicos. , pp.1–61.
- Instituto da Água, I.P., 2000a. Volume III – Análise. In *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Lima*. pp. 1–346.
- Instituto da Água, I.P., 2000b. Volume III – Definição e Avaliação de Objectivos. In *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Minho*. pp. 1–193.
- Ituarte, C., 1994. Corbicula and Neocorbicula (Bivalvia: Corbiculidae) in the Parana, Uruguay, and Rio de la Plata basin. *Nautilus*, 107(4), pp.129–135.
- Janakiram, B., Sekhar, V. & Reddy, G., 1989. Oxygen consumption in the paneid prawn, *Metapenaeus monoceros* under salinity stress. *Indian Journal of Fisheries*, 36(2), pp.177–179.
- Jongman, R.H.G., Ter Break, C.J.F. & Van Tongeren, O.F.R., 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge University Press.
- Josefson, A.B. & Rasmussen, B., 2000. Nutrient Retention by Benthic Macrofaunal Biomass of Danish Estuaries: Importance of Nutrient Load and Residence Time. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(2), pp.205–216. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771499905620> [Accessed August 24, 2012].
- Karatayev, A.Y. et al., 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions*, 9, pp.161–180.
- Kohata, K., Hiwatari, T. & Hagiwara, T., 2003. Natural water-purification system observed in a shallow coastal lagoon: Matsukawa-ura, Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, 47, 148-154. *Marine Pollution Bulletin*, 47, pp.148–154.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M., 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.*, 16, pp.199–204.
- Kraemer, L.R. & Galloway, M.L., 1986. Larval development of *Corbicula fluminea* (Müller) (Bivalvia: Corbiculacea): an appraisal of its heterochrony. *Am. Malacol. Bull.*, 4, pp.79–81.
- Kraufvelin, P., 2008. Profiling four brackish-water harbours : zoobenthic composition and invasion status. *Boreal Environment Research*, 13, pp.159–175.
- LaFont, M., 1983. Annélides Oligochètes. *Bulletin Mensuel de la société Linéenne de Lyon*, 4, pp.107–135.

- Laskarev, V., 1951. Sur la stratigraphie des depots quaternaires de la Vojvodina. *Annales Geologiques de la Peninsule Balkanique*, 19, pp.1–19.
- Lillie, A.R., Szczytko, W.S. & Miller, A.M., 2003. *Macroinvertebrate – Data Interpretation Guidance Manual*, Wisconsin: Department of Natural Resources.
- Lodge, David M., 1985. Macrophyte-gastropod associations: observations and experiments on macrophyte choice by gastropods. *Freshwater Biology*, 15(6), pp.695–708.
- Lyra, F.J. de P. e C.F., 2007. *Caracterização da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos do Estuário do Rio Minho – Sua Relação com a Distribuição de Poluentes no Sedimento*. Universidade do Porto.
- Lévêque, C., 1996. *Ecosystèmes Aquatiques – Les Fondamentaux*, Paris: HACHETTE Livre.
- Mackie, G.L., 1998. *Applied Aquatic Ecosystem Concepts*, University of Guelph Custom Coursepack.
- Maia-Mendes, M.C.V. de, 2007. *Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos do estuário do rio Minho*. Universidade do Porto.
- McMahon, R.F., 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, pp.1235–1244.
- McMahon, R.F., 2000. Invasive characteristics of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. In R. Claudi & J. Leach, eds. *Nonindigenous Freshwater Organisms: Vectors, Biology and Impacts*. Boca Raton: Lewis Publishers, pp. 315–343.
- McMahon, R.F., 1982. The occurrence and spread of the introduced Asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Muller), in North America: 1924-1982. *Nautilus*, 96, pp.134–141.
- Meijer, T. & Preece, R.C., 2000. A review of the occurrence of *Corbicula* in the Pleistocene of North-West Europe. *Netherlands Journal of Geosciences*, 79(2-3), pp.241–255.
- Meire, P.M., 1994. Theme III: The structure of the benthic system. *Hydrobiologia*, 282/283(1), pp.153–156. Available at: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/BF00024628>.
- Merrit, R.W. & Cummins, K.W., 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. In Haver & Lamberti, eds. *Stream Ecology*. San Diego. USA: Academic Press.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and well-being: Biodiversity synthesis. In *World Resources Institute*. Washington (D.C.).
- Minchin, D., Lucy, F. & Sullivan, M., 2002. Zebra mussel: impacts and spread. In E. Leppäkoski, S. Gollasch, & S. Olenin, eds. *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 135–148.

- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO, 2012. Claves de identificación - Invertebrados de agua dulce. *Confederación Hidrográfica del Júcar*. Available at: <http://www.chj.gob.es/Redesdecalidad/ClaveBio/index.html> [Accessed June 24, 1BC].
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO, 2011. *Protocolo de cálculo del índice ibmwp*,
- Morais, P. et al., 2009. The Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Guadiana River Basin (southwestern Iberian Peninsula): Setting the record straight. *Aquatic Invasions*, 4, pp.681–684.
- Mouthon, J., 1982. Les Mollusques dulcicoles. Données biologiques et écologiques. Clés de détermination des principaux genres de Bivalves et de Gastéropodes de France. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 5, pp.1–27.
- Mouthon, J., 1981. Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria*, 45, pp.109–116.
- Muniz, P. & Venturini, N., 2001. SPATIAL DISTRIBUTION OF THE MACROZOOBENTHOS IN THE SOLÍS GRANDE STREAM ESTUARY. *Brazilian Journal of Biology*, 61(3), pp.409–420.
- Munjiu, O. & Shubernetski, I., 2010. First record of Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Republic of Moldova. *Aquatic Invasions*, 5(Supplement 1), pp.S67–S70. Available at: <http://www.aquaticinvasions.net/2010/supplement1.html> [Accessed October 9, 2012].
- Müller, J., 2001. Invasion history and genetic population structure of riverine macroinvertebrates. *Zoology (Jena, Germany)*, 104(3-4), pp.346–55. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16351849>.
- Nagel, K.O., 1989. Ein weiterer Fundort von *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) (Mollusca, Bivalvia) in Portugal. *Mitteilungen der deutschen malakozoo- logischen Gesellschaft*, 17, pp.44–45.
- Nguyen, L.T.H. & Pauw, N. De, 2002. The invasive *Corbicula* species (Bivalvia , Corbiculidae) and the sediment quality in Flanders , Belgium. *Belgian Journal of Zoology*, 132(January), pp.41–48.
- Oreska, M.P.J. & Aldridge, D.C., 2011. Estimating the financial costs of freshwater invasive species in Great Britain: a standardized approach to invasive species costing. *Biological Invasions*, 13, pp.305–319.
- Pardal, M.A., 1995. *Variação espacial e temporal das população de poliquetas no Estuário do Mondego: Dinâmica e produção de Amage adspersa (Grube, 1863)*. Universidade de Coimbra.
- Park, J.K. & Kim, W., 2003. Two *Corbicula* (Corbiculidae: Bivalvia) mitochondrial lineages are widely distributed in Asian freshwater environment. *Mollusca Phylogenetic Evolution*, 29, pp.529–539.

- Paunović, M. et al., 2007. Distribution of Asian clams *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) and *C . fluminalis* (Müller , 1774) in Serbia. *Aquatic Invasions*, 2(2), pp.99–106.
- De Paw, N. & Vanhooren, G., 1983. Method for biological quality assessment of water courses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, pp.153–168.
- Peckarsky, B.L. et al., 1990. *Freshwater Macroinvertebrates of Northeastern North America*. XII., Cornell Univ. Press.
- Peixoto, M.J.B.M.M., 2008. *Qualidade Biológica da Água do Rio Cávado*. Universidade do Porto.
- Pfenninger, M., Reinhardt, F. & Streit, B., 2002. Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroida, Bivalvia). *Journal of Evolutionary Biology*, 15, pp.818–829.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*. J. Wiley, ed., New York.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52(3), pp.273–288.
- Poulton, B.C. et al., 2003. A longitudinal assessment of the aquatic macroinvertebrate community in the channelized lower Missouri River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 85, pp.23–53.
- Powell, J.A., 2009. Coleoptera. In *Encyclopedia of Insects*. Academic Press, p. 1132.
- Puig, M.A., 1999. *Els macroinvertebrats dels rius catalans. Guia il.lustrada.*, Catalunya: Departament de Medi Ambient.
- Pérez-Bote, J. & Fernández, J., 2008. First record of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Guadiana River Basin (southwestern Iberian Peninsula). *Aquatic Invasions*, 3(1), pp.87–90. Available at: <http://www.aquaticinvasions.net/2008/index1.html> [Accessed October 9, 2012].
- Pérez-Quintero, J., 1990. Primeros datos sobre la presencia de *Corbicula fluminea* en España. *Scientia Gerundensis*, 16(1), pp.175–182.
- Pérez-Quintero, J.C., 2008. Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller 1744) in the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions*, 3(3), pp.355–358. Available at: <http://www.aquaticinvasions.net/2008/index3.html> [Accessed July 24, 2012].
- Pérès, J.M., 1974. *Précis d'Océanographie biologique* McGraw-Hill, ed., New York.
- Reicholf-Rhiem, H., 1995. Insects y Arácnidos. In *Guías de Naturaleza Blume*. p. 286.
- Reis, J., 2006. Atlas dos bivalves de água doce de Portugal continental. , p.130.
- Resh, V.H., 1984. *The ecology of aquatic insects.*, Praeger.

- Rocha, A., 2001. *Estudo da dinâmica espácio-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos do Rio Âncora*. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Rodrigues, A.M. et al., 2011. Benthic biodiversity patterns in Ria de Aveiro, Western Portugal: Environmental-biological relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95(2-3), pp.338–348. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771411001764> [Accessed August 27, 2012].
- Rosa, I.C. et al., 2011. The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly enemy? *Ecological Economics*, 70(10), pp.1805–1813. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921800911001959> [Accessed September 12, 2012].
- Ruesink, J.L. et al., 2005. Introduction of non-native oysters: ecosystem effects and restoration implications. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36, pp.643–689.
- Sakai, A.K. et al., 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, pp.305–332.
- Sheron, N. et al., 1993. Circulating and tissue levels of the neutrophil chemotaxin interleukin-8 are elevated in severe acute alcoholic hepatitis, and tissue levels correlate with neutrophil infiltration. *Hepatology*, 18(1), pp.41–46.
- Silveira, M.P. et al., 2006. Spatial and temporal diStriBution of Benthic macroinverteBrateS in a SoutheaStern BraZilian river. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), pp.623–632.
- Sousa, R, Dias, Sc, et al., 2008. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquatic Biology*, 3(September), pp.237–250. Available at: <http://www.int-res.com/abstracts/ab/v3/n3/p237-250/> [Accessed August 27, 2012].
- Sousa, R, Antunes, C & Guilhermino, L, 2008. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) in aquatic ecosystems : an overview. *Annales de Limnologie*, 44(2), pp.85–94.
- Sousa, R, Antunes, C & Guilhermino, L, 2006. Factors influencing the occurrence and distribution of *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) in the River Lima estuary. *Annales de Limnologie*, 42(3), pp.165–171.
- Sousa, R., Guilhermino, L. & Antunes, C., 2005. Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(2), pp.141–147. Available at: <http://www.limnology-journal.org/10.1051/limn/2005009>.
- Sousa, R.G., 2003. *Estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos presentes no estuário do rio Lima*. Universidade do Porto.
- Sousa, R.G. De, 2008. *Factors contributing to the invasive success of Corbicula fluminea (Müller, 1774)*. Universidade do Porto.

- Sousa, Ronaldo, Rufino, M., et al., 2008. Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) in the River Minho Estuary , Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, pp.98–110.
- Sousa, Ronaldo, Nogueira, A.J. a., et al., 2008. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(2), pp.289–295. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771408003144> [Accessed September 10, 2012].
- Sousa, Ronaldo, Antunes, Carlos & Guilhermino, Lúcia, 2007. Species composition and monthly variation of the Molluscan fauna in the freshwater subtidal area of the River Minho estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1-2), pp.90–100. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771407001795> [Accessed September 12, 2012].
- Sousa, Ronaldo, Dias, Sérgio & Antunes, J.C., 2006. Spatial Subtidal Macroinvertebrate Distribution in Relation to Abiotic Conditions in the Lima Estuary, NW of Portugal. *Hydrobiologia*, 559(1), pp.135–148. Available at: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-005-1371-2> [Accessed August 29, 2012].
- Sparks, B.W., 1964. The distribution of non-marine Mollusca in the Last interglacial in south-east England. *Proceedings of the Malacological Society of London*, 36, pp.7–25.
- Strayer, D.L., 1999. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. *Journal of the North American Benthological Society*, 18, pp.74–98.
- Tachet, H. et al., 2000. *Invertébrés d'eau douce: Systematique, Biologie, Ecologie* CNRS.,
- Teixeira, A. et al., 2007. Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios Portugueses (Projecto AQUARIPORT): Síntese dos resultados referentes à análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos. , pp.1–12.
- Torres, R.V. da S., 2005. *INDICADORES BIOLÓGICOS Macroinvertebrados bentónicos*. Universidade do Porto. Available at: M.Sc. thesis.
- De Vaate, B., Klink, A. & Pallvast, P., 2007. Macrozoobenthos in the Lower Seine: a survey from the perspective of the European Water Framework Directive. , pp.1–123.
- Vannote, R.L. et al., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), pp.130–137. Available at: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f80-017>.
- Washington, H.G., 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices, A Review with Special Relevance to Aquatic Ecosystems. *Water Research*, 18(6), pp.653–694.

- Van Weel, P.B., Randall, J.E. & Takata, M., 1954. Observations on the Oxygen Consumption of Certain Marine Crustacea. *Pacific Science*, 8, pp.209–218.
- Werner, S. & Rothhaupt, K.-O., 2007. Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(4), pp.673–680. Available at: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/07-017R.1> [Accessed August 27, 2012].
- Wetzel, R.G., 1993. *Limnologia*. , p.919.
- Wijnhoven, S., Van Der Velde, Gerard & Hummel, H., 2011. Is *Corophium Multisetosum* Stock, 1952 an Exotic Invasive Species in Europe? Distribution, Habitat, and Recent Observations in the Netherlands. *Crustaceana*, 84(8), pp.975–1011. Available at: <http://booksandjournals.brillonline.com/content/10.1163/001121611x579150> [Accessed November 1, 2012].

6. ANEXOS

Tabela adaptada de vários autores (Ferreiro 2007; Mouthon 1982; Wetzel 1993; Fitter & Manuel 1994; Merrit & Cummins 1996; Peckarsky *et al.* 1990; Fontoura 1989; Campaioli *et al.* 1999; Chinery 1992; LaFont 1983; Resh 1984; Puig 1999; Rocha 2001; Reicholf-Rhiem 1995) para a classificação de Grupos funcionais macroinvertebrados tendo em consideração a sua fisiologia respiratória e digestiva.

Categoria	Descrição	Grupos taxonómicos
Respiração Aérea (A)	<p>Ocorre em indivíduos que se encontram á superfícies da água, que captam o oxigénio atmosférico e o transportam consigo, sob a forma de bolha de ar, na face ventral do corpo ou sob os élitros. Esta bolha de ar serve de reserva de oxigénio, funcionando também como pulmão ou brânquia permitindo trocas gasosas com o meio aquático.</p> <p>Ocorre também em indivíduos que vivem submersos e que captam o oxigénio atmosférico através de um ou mais filamentos tubulares que mantém á superfície e que comunicam com os únicos espiráculos funcionais que possuem.</p> <p>São indivíduos independentes do meio aquático para adquirir o oxigénio podendo ser encontrado em habitats com poluição orgânica.</p>	<p>Heteroptera</p> <p>Hymenoptera</p> <p>Coleóptera, excepto as larvas de ELMIDAE, GYRINIDAE, HYGROBIIDAE, PSEPHENIDAE</p> <p>Díptera: DIXIDAE, PSYCHODIDAE, TABANIDAE, PTYCHOPTERIDAE, CHAObORIDAE, ANTHOMYDAE, SYRPHIDAE, STRATIOMYDAE, CULICIDAE</p>
Respiração Branquial (B)	<p>É utilizada por organismos que obtêm o oxigénio directamente do meio aquático, por difusão através de traqueobrânquias.</p> <p>As traqueobrânquias são divertículos filamentosos em placa que se encontram no exterior do corpo dos indivíduos (nos Ephemeroptera, nos segmentos abdominais; nos Plecoptera, nos segmentos torácicos e nos Odonata no ultimo segmento abdominal), aos quais vão ter as traqueias que depois conduzem o oxigénio para o resto do corpo.</p> <p>São organismos que estão muito dependentes da concentração de oxigénio dissolvido na água, sendo a sua presença um indicativo de um baixo nível, ou ausência, de poluição orgânica.</p>	<p>Bivalvia, Gasteropoda Prosobranchi</p> <p>Crustácea</p> <p>Ephemeroptera</p> <p>Plecoptera: PERLIDAE, <i>Protonemura</i>, <i>Amphinemura</i></p> <p>Odonata zygoptera</p>

		<p>Megaloptera e Lepidoptera</p> <p>Coleptera: larvas de ELMIDAE, GYRINIDAE, HYGROBIIDAE, EUBRIIDAE</p> <p>Trichoptera, excepto: SERICOSTOMATIDAE, LEPTOCERIDAE (<i>Mystacides</i>, <i>Triaenodes</i>, <i>Erotesis</i>), BERAIEIDAE, ECNOMIDAE, HELYCOPSYCHIDAE, MOLANNIDAE, GLOSSOSOMATIDAE, PSYCHOMYIDAE</p> <p>Díptera: TIPULIIDAE, LIMONIDAE, EMPIDIDAE, BLEPHARICERIDAE, ANTHERICIDAE</p>
Respiração Branquial e Aérea (BA)	<p>Surge geralmente em organismos cujas traqueobrânquias são reduzidas, não permitindo a absorção de todo o oxigénio de que necessitam, directamente do meio aquático. Estes organismos possuem também capacidade de captar oxigénio directamente da atmosfera e de o armazenar no seu corpo para suprir as suas necessidades.</p>	<p>Odonata Anisoptera</p> <p>Díptera: EPHYDRIDAE</p>
Respiração Branquial e Cutânea (BC)	<p>Surge em organismos que para além de possuírem respiração cutânea, possuem também traqueobrânquias.</p> <p>Um caso particular é o que se passa em relação a alguns CHIRONOMIDAE cujas traqueobrânquias, situadas na região posterior do corpo, possuem irrigação sanguínea (o sangue dos <i>Chironomus</i> possui hemoglobina) e funcionam como dispositivos para captação do oxigénio, ocorrendo as trocas gasosas a nível celular, o que lhes confere uma grande resistência a condições de anoxia quase total.</p>	<p>Díptera: SIMULIIDAE, CHIRONOMIDAE</p>
Respiração Cutânea (C)	<p>Ocorre em indivíduos que não possuem estruturas externas para a respiração e efectuem as trocas gasosas por difusão através da superfície do corpo.</p>	<p>Turbellaria, Nematoda, Oligochaeta, Hirudinea</p> <p>Plecoptera, exceptp PERLIDAE,</p>

		<i>Protonemura, Amphinemura</i> Trichoptera: BERAETIDAE, ECNOMIDAE, HELYCOPSIDAE, GLOSSOSOMATIDAE, PSYCHOMYIIDAE, MOLANNIDAE, SERICOSTOMATIDAE, LEPTOCERIDAE (<i>Mystacides, Triaenodes, Erotesis</i>)
Respiração Pulmonar (P)	Os indivíduos possuem a cavidade paleal desprovida de brânquias mas densamente vascularizada, funcionando como um pulmão. São relativamente independentes do oxigénio existente no meio, pois vivem muitas vezes associados a folhas de macrófitas, absorvendo directamente o oxigénio para a cavidade paleal.	Gasteropoda pulmonata

Categoria	Descrição	Grupos taxonomicos
Trituradores Herbívoros (TH)	Alimentam-se de partículas de tecidos vivos de plantas vasculares, com dimensões superiores a $10^3 \mu\text{m}$, que cortam e dividem fragmentos mais pequenos.	<p>Trichoptera: PHRYGANEIDAE, LEPTOCERIDAE, (<i>Oecetis</i>, <i>Triaenodes</i>, <i>Leptocerus</i>, <i>Erotesis</i>)</p> <p>Lepidoptera (<i>Paraponix</i>, <i>Nymphula</i>)</p> <p>Coleóptera: HALIPLIDAE, EUBRIIDAE, HYDROCHIDAE, HELOPHORIDAE, CHRYSOMELIDAE</p> <p>Díptera: Diamesinae, EPHYDRIDAE</p>
Trituradores Detritívoros (TD)	Alimentam-se de partículas em decomposição, com dimensões superiores a $10^3 \mu\text{m}$, que cortam e dividem em fragmentos mais pequenos.	<p>Plecoptera Filopalpia</p> <p>Trichoptera: LIMNEPHILIDAE, LEPIDOSTOMATIDAE, SERICOSTOMATIDAE</p> <p>Coleóptera: HELODIDAE</p> <p>Díptera: TIPULIDAE, Orthocladiinae</p>
Colectores Filtradores (CD)	Possuem adaptações (apêndices fortemente modificados, construção de casulos ou teias) que lhes permitem filtrar partículas de restos orgânicos, elementos da microflora e da microfauna, de dimensões inferiores a $10^3 \mu\text{m}$, que se encontram em suspensão no meio aquático.	<p>Bivalvia</p> <p>Crustácea: ATYDAE</p> <p>Ephemeroptera: SIPHLANURIDAE</p> <p>Trichoptera: ECNOMIDAE, HYDROPSICHIDAE (<i>hydropsiche</i>), PSYCHOMYIDAE, BRACHYCENTRIDAE, PHYLOPOTAMIDAE</p>

		<p>Lepidoptera: Cataclysta</p> <p>Díptera: SIMULIIDAE, chironomini, SYRPHIDAE, CULICIDAE</p>
Colectores Detritívoros (D)	Recolhem material em decomposição com dimensões inferiores a $10^3 \mu\text{m}$, que encontram no sedimento ou sobre o substrato.	<p>Crustácea: GAMMARIDAE; ASELLIDAE</p> <p>Ephemeroptera: BAETIDAE (baetis), EPHEMERIDAE, CAENIDAE (Caenis), LEPTOPHLEBIDAE (Habroleptoides, Paraleptophlebia, Choroterpes), HEPTAGENIIDAE (Electrogena), OLIGONEURIIDAE, POLYMITARCIDAE, EPHERMERELLIDAE (Ephemerella), POTAMANTHIDAE</p> <p>Heteroptera: GERRIDAE</p> <p>Coleóptera: HYDROPHILIDAE (A), DRYOPIDAE, LIMNEBIIDAE, HYDRAENIDAE</p> <p>Trichoptera: BERAIDAE</p> <p>Díptera: Corynoneurinae, CERATOPOGONIDAE</p>
Raspadores (R)	Têm um aparelho bucal ligeiramente modificado, que lhes permite raspar a microflora (partículas com dimensão inferior a $10^3 \mu\text{m}$), associada a pedras e a macrófitas.	<p>Mollusca Gasteropoda</p> <p>Ephemeroptera: HEPTAGENIIDAE (Heptagenia, Rhytogenia), BAETIDAE (Centroptilum, Pseudocentroptilum),</p>

		<p>EPHEMERELLIDAE (Torleya)</p> <p>Trichoptera: GOERIDAE, THREMMATIDAE, HELICOPSYCHIDAE, GLOSSOSOMATIDAE, MOLANNIDAE, ODONTOCERIDAE</p> <p>Coleóptera: ELMIDAE, EUBRIIDAE</p> <p>Díptera: Prodiamesinae. TABANIDAE, DIXIDAE, STRATIOMYDAE, BLEPHARICERIDAE</p>
Raspadores / Fitófagos (RF)	Têm um aparelho bucal ligeiramente modificado, que lhes permite rasgar a microflora (partículas com dimensão inferior a 10 µm) associada a lagas.	<p>Ephemeroptera: CAENIDAE (Brachycecus), BAETIDAE (Cloeon, procloeon), LEPTOPHLEBIIDAE (Habrophlebia), HEPTAGENIIDAE (Epeorus)</p> <p>Heteroptera: CORIXIDAE</p> <p>Trichoptera: LEPTOCERIDAE (Athripsodes, Mystacides , Ceraclea, Adicella)</p> <p>Díptera: Tanytarsini, PSYCHODIDAE</p>
Predadores Mastigadores (PM)	Alimentam-se de outros organismos ou de partes de organismos	<p>Platyhelminthe Tricladida: Phagocata</p> <p>Plecoptera Setipalpia</p> <p>Odonata</p>

		<p>Megaloptera</p> <p>Trichoptera: RYACHOPHILIDAE, POLYCENTROPODIDAE, HYDROPSYCHIDAE (Diplectrona, Cheumatopsiche)</p> <p>Coleóptera: DYSTICIDAE(A), GYRINIDAE, HYGROBIIDAE, HYDROPHILIDAE(L)</p> <p>Díptera: Tanytarsini, PSYCHODIDAE</p>
Predadores Mastigadores (PM)	Alimentam-se de outros organismos ou de partes de organismos	<p>Platyhelminthe Tricladida: Phagocata</p> <p>Plecoptera Setipalpia</p> <p>Odonata</p> <p>Megaloptera</p> <p>Trichoptera: RYACHOPHILIDAE, POLYCENTROPODIDAE, HYDROPSYCHIDAE (Diplectrona, Cheumatopsiche)</p> <p>Coleóptera: DYSTICIDAE(A), GYRINIDAE, HYGROBIIDAE, HYDROPHILIDAE(L)</p> <p>Díptera: LIMONIIDAE, CHAOBORIDAE, tanypodinae</p>
Predadores Sugadores	Têm aparelho bucal modificado, permitindo-lhes sugar células e fluidos tecidulares de	Platyhelminthe Tricladida excepto

(PS)	outros organismos.	<p>Phagocata</p> <p>Nematoda</p> <p>Hirudinea</p> <p>Heteroptera excepto CORIXIDAE e GERRIDAE</p> <p>Hymenoptera</p> <p>Neuroptera</p> <p>Coleóptera: DYTISCIDAE(L)</p> <p>Trichoptera: HYDROPTILIDAE</p> <p>Díptera: RHAGIONIDAE, DOLICHOPODIDAE, ATHERICIDAE, ANTHOMYIDAE, EMPIDIDAE, SCIOMYZIDAE</p>
Limnívoros(L)	Vivem enterrados no substrato e engolem os sedimentos, aproveitando a matéria orgânica	<p>Oligochaeta</p> <p>Díptera: PTYCHOPTERIDAE</p>

Anexo dos Taxa encontrados: em L1 (ind/T)

Organismos	Fevereiro				Março				Abril			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Crustacea</i>	9	0	2	0	43	36	31	98	122	111	107	116
<i>Corophium multisetosum</i>	9	0	2	0	43	36	31	98	122	111	107	116
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	7	0	0	0	1	0	8	3	2	3	0	0
<i>Haplotaixidae</i>	7	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Lumbricidae</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enchytracidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Proppadie</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gasteropoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ptychoporidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dryops</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxa encontrados em L2 (ind/T)

Organismos	Fevereiro				Março				Abril			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crustacea</i>	5	2	42	13	13	18	10	16	0	21	25	11
<i>Corophium multisetosum</i>	5	2	42	13	13	17	10	16	0	21	24	4
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	1	0	1	2	1	0	0	1	44	1	0	2
<i>Haplotaenidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
<i>Lumbricidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enchytraeidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Protoparce</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gastropoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diptera</i>	0	0	2	1	3	0	0	0	0	1	1	2
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Ptychoporidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Dryops</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	0	3	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxa encontrados em L3 (ind/T)

	Fevereiro				Março				Abril			
Organismos	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	3	3	2
<i>Crustacea</i>	1	0	0	0	0	7	0	2	0	2	0	0
<i>Corophium multisetosum</i>	1	0	0	0	0	7	0	2	0	2	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	2	3	1	5	14	4	8	0	0	9	0	4
<i>Haplotaenidae</i>	2	2	0	0	10	3	6	0	0	6	0	0
<i>Lumbricidae</i>	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Enchytraeidae</i>	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0
<i>Protoparce</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gastropoda</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Bithynia</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diptera</i>	0	0	0	2	0	1		3	6	4	0	0
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	1	0	0	0	3	6	4	0	0
<i>Ptychoporidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Taxa encontrados em M2 (ind/T)

	Fevereiro				Março				Abril			
Organismos	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	7	9	8	7	2	17	10	14	0	0	8	5
<i>Crustacea</i>	4	2	23	17	38	0	4	31	0	1	0	0
<i>Corophium multisetosum</i>	4	2	20	16	38	0	4	31	0	1	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	1	1	6	8	2	15	0	1	0	2	1	0
<i>Haplotaxidae</i>	0	0	3	5	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Lumbricidae</i>	1	0	1	2	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Enchytracidae</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Proppadie</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gasteropoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diptera</i>	0	0	10	12	2	0	1	2	0	4	0	0
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	10	12	2	0	1	2	0	3	0	0
<i>Ptychoporidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxa encontrados em M1 (ind/T)

Organismos	Fevereiro				Março				Abril			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	9	7	5	3	1	9	32	30	0	8	4	9
<i>Crustacea</i>	6	0	0	3	3	3	0	1	0	5	1	2
<i>Corophium multisetosum</i>	0	0	0	0	3	1	0	1	0	1	1	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	6	0	0	3	0	1	0	0	0	3	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	0	2	1	4	1	2	7	45	0	1	1	0
<i>Haplotaenidae</i>	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	1	0
<i>Lumbricidae</i>	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Enchytraeidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Protoparce</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gasteropoda</i>	0	0	0	0	0	0	24	7	0	0	0	0
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	18	6	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Diptera</i>	0	0	0	0	1	0	13	6	2	0	0	0
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	0	0	0	13	6	0	0	0	0
<i>Ptychoporidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryops</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxa encontrados em M3 (ind/T)

Organismos	Fevereiro				Março				Abril			
	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	9	18	8	11	5	13	36	11	6	8	7	2
<i>Crustacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corophium multisetosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	3	1	34	14	39	7	0	3	3	0	0	2
<i>Haplotaxidae</i>	0	0	20	6	34	4	0	2	2	0	0	0
<i>Lumbricidae</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	9	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enchytracidae</i>	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	1
<i>Proppadie</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gasteropoda</i>	18	11	10	13	13	26	6	7	3	5	5	4
<i>Bithynia</i>	2	8	5	3	1	2	1	3	0	0	1	1
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	3	1	2	5	3	1	4	4	3
<i>Valvata</i>	11	3	5	5	11	20	0	1	2	1	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	4	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Diptera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptychoporidae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	2	1	3	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dryops</i>	0	0	2	1	3	0	0	1	0	0	0	0
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taxa identificados ao longo do tempo de amostragem

	Fevereiro																							
	L1				L2				L3				M2				M1				M3			
Organismos	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	7	9	8	7	9	7	5	3	9	18	8	11
<i>Crustacea</i>	9	0	2	0	5	2	42	13	1	0	0	0	4	2	23	17	6	0	0	3	0	0	0	0
<i>Corophium multisetosum</i>	9	0	2	0	5	2	42	13	1	0	0	0	4	2	20	16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	6	0	0	3	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	7	0	0	0	1	0	1	2	2	3	1	5	1	1	6	8	0	2	1	4	3	1	34	14
<i>Haplotaxidae</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	3	5	0	0	0	2	0	0	20	6
<i>Lumbricidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9	5	
<i>Enchytracidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Proppadie</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gasteropoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	18	11	10	13
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	8	5	3
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	3	5	5
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	
Diptera	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	2	0	0	12	12	0	0	0	0	1	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Chironomidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	18	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Ptychoporidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Dryops	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brychius	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halipus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera Casulos	0	0	1	0	0	0	3	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megaloptera - Sialidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

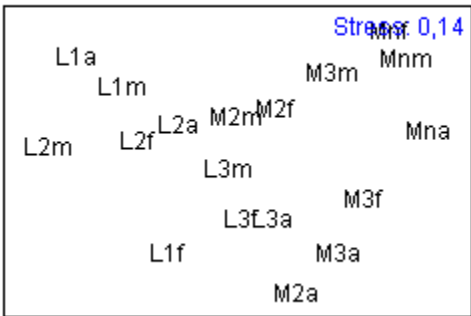
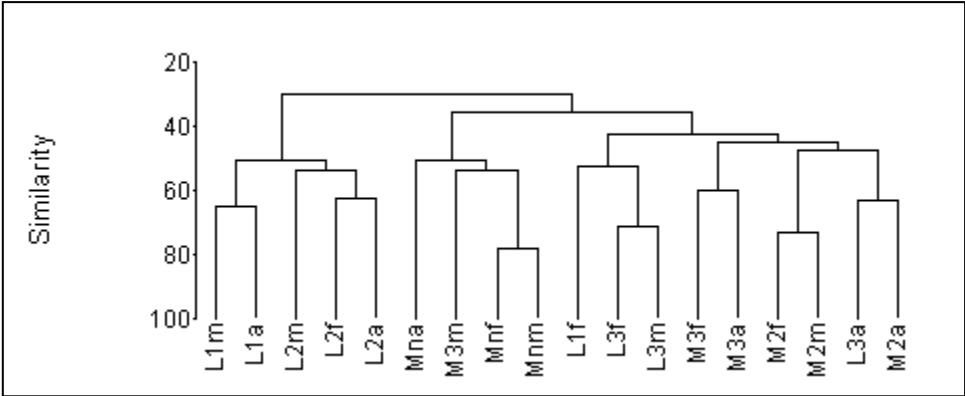
	Março																							
	L1				L2				L3				M2				M1				M3			
Organismos	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	17	10	14	1	9	32	30	5	13	36	11
<i>Crustacea</i>	43	36	31	98	13	18	10	16	0	7	0	2	38	0	4	31	3	3	0	1	0	0	0	0
<i>Corophium multisetosum</i>	43	36	31	98	13	17	10	16	0	7	0	2	38	0	4	31	3	1	0	1	0	0	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	1	0	8	4	1	0	0	1	14	4	8	0	2	15	0	1	1	2	7	45	39	7	0	3
<i>Haplotaxidae</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	10	3	6	0	0	10	0	0	0	0	0	6	34	4	0	2
<i>Lumbricidae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	3	0	1	0	1
<i>Lumbriculidae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Enchytracidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0
<i>Proppadie</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gasteropoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	24	7	13	26	6	7
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	1	3
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	5	3
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	20	0	1
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	6	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0
<i>Diptera</i>	0	0	0	2	3	0	0	0	0	1		4	2	0	1	2	1	0	13	6	0	0	0	0

Empididae	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Chironomidae	0 0 0 1				0 0 0 0				0 0 0 3				2 0 1 2				0 0 13 6					
Ptychoporidae	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Tabanidae	0 0 0 0				3 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Athericidae	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Ceratopogonidae	0 0 0 1				0 0 0 0				0 1 0 1				0 0 0 0				1 0 0 0					
Sarcophagidae	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Coleoptera	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1
Dryops	0 1 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Elmidae	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Brychius	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Halipus	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Trichoptera Casulos	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0				0 0 0 0					
Megaloptera - Sialidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

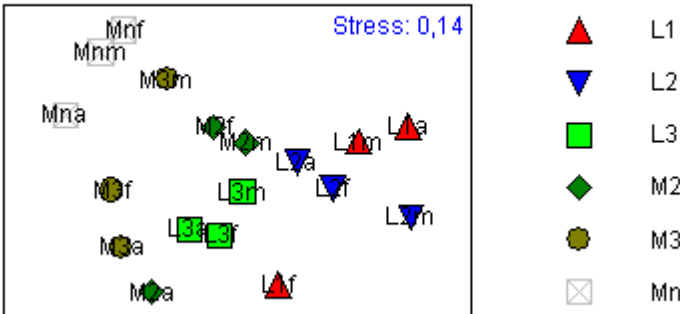
	Abril																							
	L1				L2				L3				M2				M1				M3			
Organismos	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4	T1	T2	T3	T4
<i>C. fluminea</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3	3	2	0	0	8	5	0	8	4	9	6	8	7	2
<i>Crustacea</i>	122	111	107	116	0	21	25	11	0	2	0	0	0	1	0	0	0	5	1	2	0	0	0	0
<i>Corophium multisetosum</i>	122	111	107	116	0	21	24	4	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0
<i>Armadillium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saduria entomon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyathura carinata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Oligo Indif. + espécies</i>	2	3	0	0	44	1	0	2	0	9	0	4	0	2	1	0	0	1	1	0	4	0	0	2
<i>Haplotaxidae</i>	0	0	0	0	40	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0
<i>Lumbricidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Lumbriculidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enchytracidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Proppadie</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polychaeta</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gasteropoda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	5	4
<i>Bithynia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Myxas glutinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	4	3
<i>Valvata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Diptera</i>	0	0	0	1	0	1	1	2	6	4	0	0	0	4	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0
<i>Empididae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	6	4	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Ptychoporidae</i>	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Athericidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sarcophagidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dryops</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brychius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichoptera Casulos</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Baetidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Megaloptera - Sialidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hirudinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

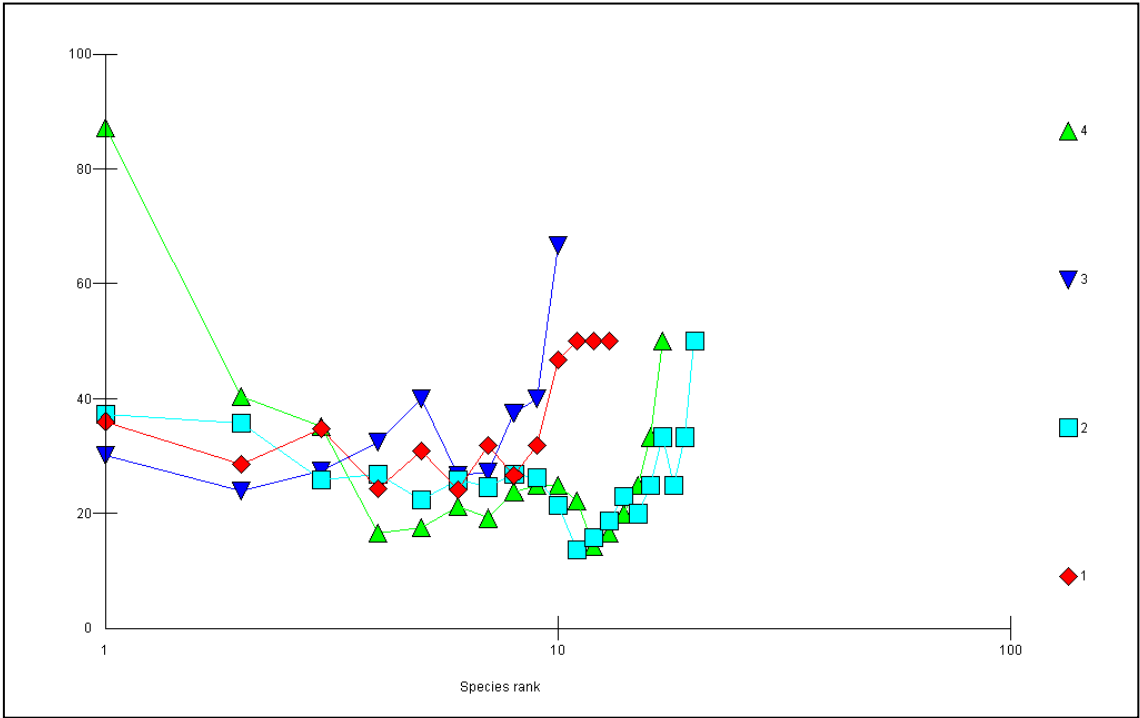
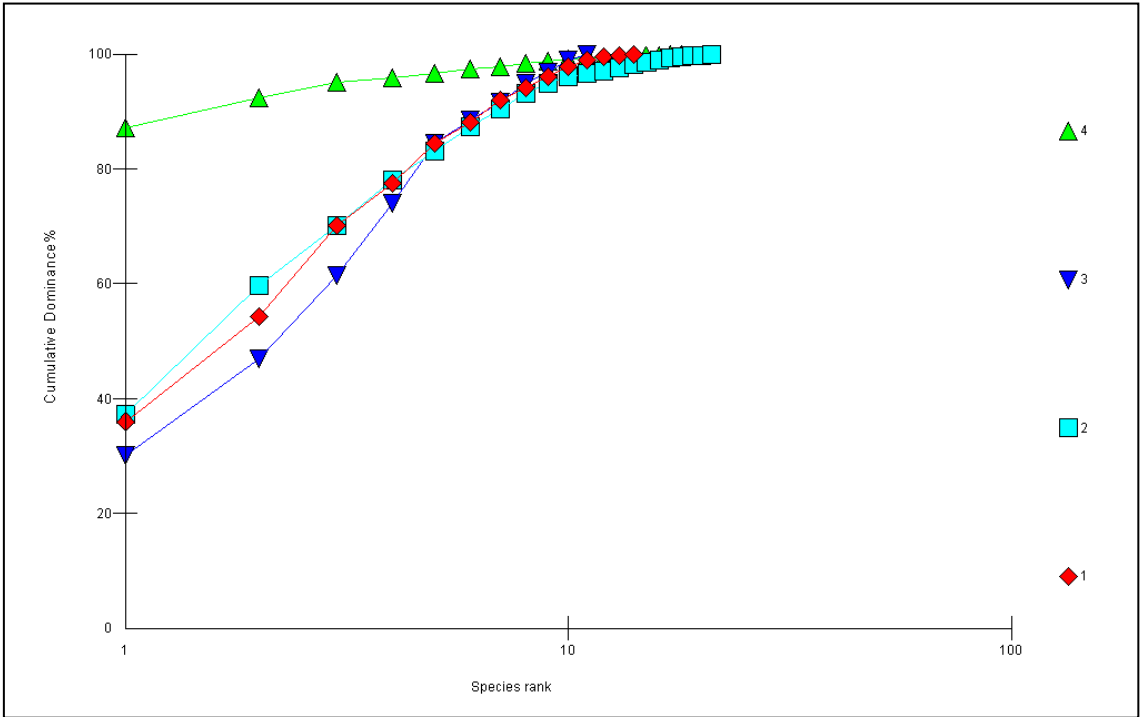
Anexo MDS e CLUSTER mensal



Lima/Minho correlação



Anexo das curvas de dominância dos agrupamentos



Anexo dos índices de biodiversidade

